



TITLE:

空間情報を用いた希少野生生物の 生息環境の広域的評価に関する研 究(Dissertation_全文)

AUTHOR(S):

杉山, 智治

CITATION:

杉山, 智治. 空間情報を用いた希少野生生物の生息環境の広域的評価に
関する研究. 京都大学, 2014, 博士(工学)

ISSUE DATE:

2014-09-24

URL:

<https://doi.org/10.14989/doctor.k18579>

RIGHT:

空間情報を用いた希少野生生物の
生息環境の広域的評価に関する研究

杉 山 智 治

< 目 次 >

第1章 序論	1
1.1 本研究の背景	1
1.2 本研究の目的	2
1.3 本論文の構成	3
第2章 クマタカの生態ならびに生息環境の保全に関する課題	7
2.1 クマタカの生態	7
2.1.1 分布および生息動向	7
2.1.2 生態的特性	9
2.2 クマタカの生息環境の保全に関する課題	11
2.2.1 生息環境の分布把握	11
2.2.2 生息環境の劣化	11
第3章 山形県におけるクマタカの生息適地推定モデルの構築	19
3.1 はじめに	20
3.2 対象地と方法	20
3.2.1 対象地	20
3.2.2 方法	21
3.3 結果	45
3.3.1 環境指標と生息地適性との関連	45
3.3.2 生息適地推定モデルの構築	46
3.4 最適モデルによる生息適地分布図の作成と検証	49
3.5 考察	53
3.5.1 最適モデルにおける環境指標	53
3.5.2 その他の環境指標と生息地適性との関わり	54
3.5.3 モデルの精度	55
3.5.4 最適モデル選択手法の有効性	56
3.6 まとめ	57
3.7 研究成果の活用等	58
3.7.1 生息適地推定モデルの他地域への適用	58
3.7.2 生息適地推定モデルの環境アセスメントへの活用	58
3.7.3 各種空間情報の生息適地推定モデル構築への活用	58

第4章 航空機搭載型レーザースキャナによる広域的な人工林内部空間の疎密評価手法	63
4.1 はじめに	63
4.2 研究の方法	64
4.2.1 ALS による林内の鉛直構造の再現性確認	64
4.2.2 ALS を用いた広域的な林内空間の疎密評価	74
4.3 結果	80
4.3.1 ALS および TLS による林内鉛直構造の推定結果	80
4.3.2 ALS を用いた林内構造の広域的評価結果	81
4.4 考察	88
4.4.1 ALS による林内の鉛直構造の再現性について	88
4.4.2 ALS を用いた林内空間の評価指標について	88
4.5 まとめ	90
4.6 研究成果の活用等	91
4.6.1 疎密評価指標のスギ以外の針葉樹林への適用	91
4.6.2 疎密評価指標の広葉樹林への適用	91
4.6.3 Discrete return 式 ALS と Full wave form 式 ALS との計測結果比較	91
第5章 結論および今後の課題	95
5.1 結論	95
5.2 今後の課題	97
5.2.1 クマタカの生息適地推定モデルに関する課題	97
5.2.2 ALS データを用いた人工林内部空間の疎密評価指標に関する課題	97

第1章

序論

1.1 本研究の背景

世界で確認されている生物は約 175 万種であり，未確認の種も含めると地球上には約 500 万～3000 万種もの生物が生息しているとも言われている．しかし，現在は人間活動によりその多くが生存を脅かされており，急速に多くの生物が絶滅しつつある（環境省 2013a）．

野生生物の絶滅の危機の現状を把握し保全活動に資するため，国際自然保護連盟（IUCN）では 1966 年より絶滅の危機に瀕した種（絶滅危惧種）を選定したレッドリストを作成・公表し，定期的に見直し作業を実施している．2014 年に改定されたレッドリストでは 73,686 種が評価対象種として取り上げられ，うち 22,103 種が絶滅危惧種と評価されている（IUCN 2014）．日本でも，国内の絶滅危惧種について整理したレッドデータブックならびにレッドリストが環境省により作成・公表・更新されており，平成 24 年および平成 25 年に公表された第 4 次レッドリストでは 3,597 種の生物が絶滅危惧種として掲載されている（環境省 2012,2013b）．

絶滅危惧種をはじめとした希少野生生物に対する方策としては，「個体の保護」および「生息環境の保全」が重要である．このうち「個体の保護」については対象が個体そのものと明確であるため，法令等による個体の捕獲・譲渡禁止といった具体的かつ即効性の高い対策が可能である．一方，「生息環境の保全」については保全地域の指定や保全方針の策定に際して，生息環境ならびにその分布状況の把握のための調査・解析が必要であり，対策の実施は容易ではない．特に，大型の哺乳類・鳥類等は行動圏が広範囲に及ぶことから，生息環境の解明・把握には多くの時間・コスト・労力を要する．

1.2 本研究の目的

このような背景をふまえ、希少野生生物の生息環境の保全に対して工学的立場から資することを目的として、本研究では空間情報を活用した希少野生生物の生息環境の広域的評価手法を開発する。対象種は「種としての希少性」および「空間情報の活用の有効性」を鑑みクマタカ (*Spizaetus nipalensis*) を選定する。

クマタカは東南アジアをはじめとしたアジア大陸、スリランカ、日本に分布する大型猛禽類であり、国内では千葉県と沖縄県を除きほぼ全国に確認記録が存在している。生態等については第 2 章にて詳述するが、主に山地森林域に生息し、約 10 km²～約 35 km²にわたる広い行動圏を有する（クマタカ生態研究グループ 2000；日本鳥類保護連盟 2004；環境省自然環境局野生生物課 2012）。

本種は、絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律による国内希少野生動植物種に指定されるとともに、環境省レッドリストにより絶滅危惧種 IB 類に指定される（環境省 2012）など、希少性の高い猛禽類である。環境省（2004）の推定では、全国の生息個体数は少なくとも約 1800 羽（約 900 つがい）以上とされているが、近年繁殖率の低下傾向がみられており（クマタカ生態研究グループ 2000、猛禽類調査会 2006）、種としての早急な保護管理が望まれている。

クマタカの個体の保護については、絶滅のおそれのある野生動植物の種の保存に関する法律により個体の捕獲・譲渡等が禁止されている。

しかし、生息環境の保全については、優先的に保全すべき地域等が特定されておらず（環境省 2012）、十分とは言えない状況にある。また、大規模開発事業の際に実施される環境アセスメントでは、クマタカが保全対象として重要視されているものの、生息状況ならびに生息環境の分布に関する調査には多くのコスト・時間が必要となる。

さらに、生息環境の劣化も深刻な問題となっている。クマタカは森林性の鳥類であり、林内で一日の大半を過ごす（クマタカ生態研究グループ 2000）。しかし、近年の林業の衰退に伴う管理不足により、過密で鬱蒼とした人工林が全国で増加している。このような暗い林分はクマタカの餌となる小動物の生息に適さず、林内に十分な空間がないためクマタカが内部を飛行することも困難である。人工林の荒廃に対して各地で緊急整備事業が進められているものの、整備が必要な荒廃箇所の把握には、広範囲の森林を踏査・確認しなければならず、多大な労力を要する。

このようなクマタカの生息環境の保全に関する課題をふまえ、本研究では、以下のモデルおよび手法を開発する。

●クマタカの生息適地推定モデル

クマタカの生息環境の分布把握に資するため、既存の空間情報を活用し、生息環境として適した地域の条件を明らかにするとともに、その分布を広域的に推定するモデルを構築する。

●航空機搭載型レーザスキャナによる広域的な人工林内部空間の疎密評価手法

クマタカの生息環境として機能しうる人工林の整備・管理に資するため、航空機搭載型レーザスキャナにより人工林の林内空間の疎密状況を広域的に把握する手法を開発する。

1.3 本論文の構成

本論文は、第1章から第5章により構成されている（図 1.1）。

本章である第1章では、序論として本研究の背景・目的について示す。

第2章では、本研究で取り扱う希少野生生物クマタカの生態等について概説する。また、クマタカの生息環境の保全に関する課題を挙げ、それに関連する既往研究事例について示す。

第3章では、山形県を対象にクマタカの生息適地推定モデルを構築し、県内における生息適地分布図を作成する。本種の生息環境の一般的な特徴として「営巣地となりうる急斜面と餌動物が生息しうる広大な森林が存在する山地であり、特に谷地形の存在は本種の生息・行動にとって重要である」とされている（森本・飯田 1992；山崎ほか 1995；クマタカ生態研究グループ 2000；環境省自然環境局野生生物課 2012）。このような特徴をふまえ本研究では、谷地形の分布状況に関する指標等の地形指標と樹林地等の広がりを表す植生指標を作成し、それらを組み合わせることで生息環境としての適否を推定する。また、保全地域の検討等の基礎資料として利用可能な生息適地分布図と作成するため、従来の生息適地推定モデルよりも詳細な空間解像度をもつモデルを構築する。

第4章では、クマタカの生息にとって不可欠な環境要素である森林のうちスギ人工林に着目し、航空機搭載型レーザースキャナ(ALS：Airborne laser scanner)を用いた広域的な人工林の疎密評価手法を開発する。手法の開発にあたっては、まず ALS による林内構造の再現性を確認するため、詳細計測が可能な地上設置型レーザスキャナ(TLS：Terrestrial laser scanner)と ALS の各計測データからそれぞれ林内構造を推定し、両者を比較する。その上で、ALS データから算出可能な林内空間の疎密評価指標を作成し、山形県最上地方のスギ林を対象に指標値の算出と妥当性の検証を行う。

第5章では、本研究の成果についてとりまとめ、結論を述べる。

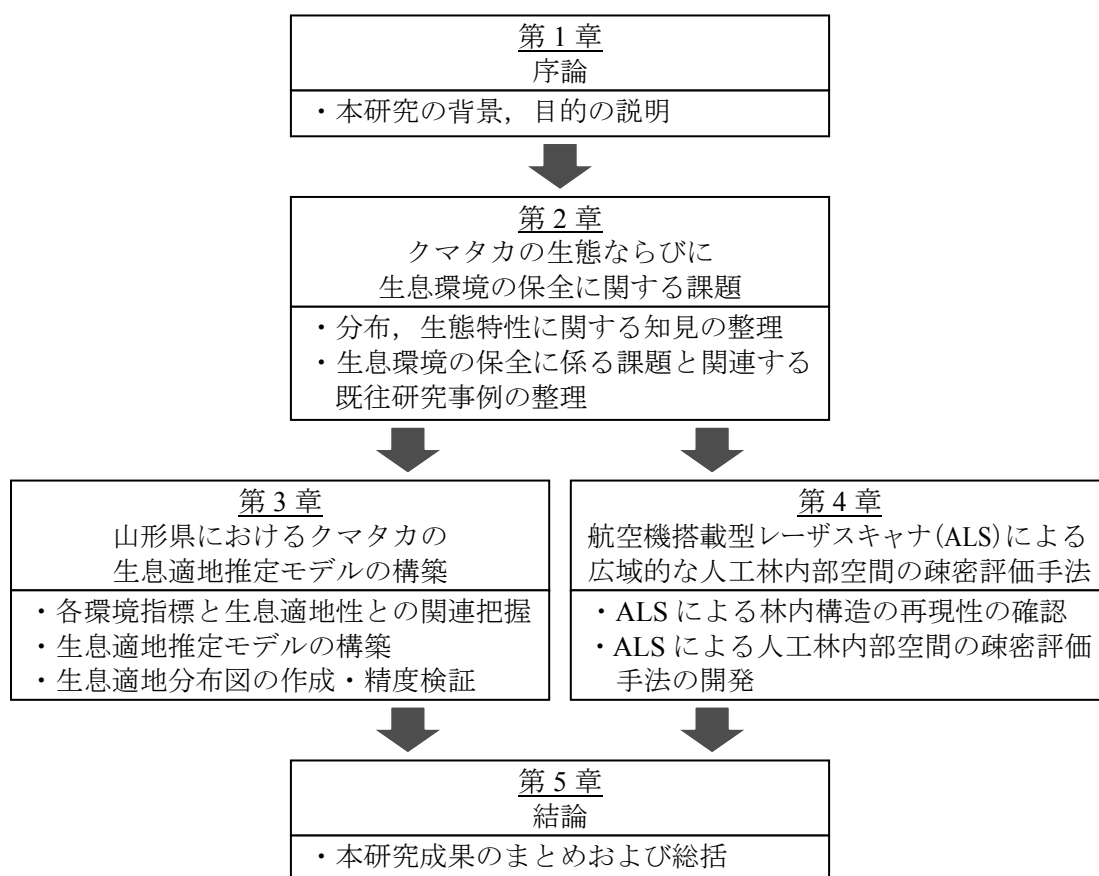


図 1.1 本論文の構成

【参考文献】

IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources). 2014. The IUCN Red List of Threatened Species. <http://www.iucnredlist.org/>

環境省. 2004. 報道発表資料 希少猛禽類調査（イヌワシ・クマタカ）の結果について.
<http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=5218>

環境省. 2012. 環境省第4次レッドリスト（哺乳類，鳥類，爬虫類，両生類，昆虫類，貝類，その他無脊椎動物，植物Ⅰ（維管束植物），植物Ⅱ（維管束植物以外））.
http://www.biodic.go.jp/rdb/rdb_f.html

環境省. 2013a. 平成25年版環境白書・循環型社会白書・生物多様性白書. 434pp.
<http://www.env.go.jp/policy/hakusyo/h25/index.html>

環境省. 2013b. 環境省第4次レッドリスト（汽水・淡水魚類）. http://www.biodic.go.jp/rdb/rdb_f.html

クマタカ生態研究グループ. 2000. クマタカ・その保護管理の考え方. 62 pp.

環境省自然環境局野生生物課. 2012. 猛禽類保護の進め方（改訂版）－特にイヌワシ・クマタカ・オオタカについて－. 86pp.

森本栄・飯田知彦. 1992. クマタカ *Spizaetus nipalensis* の生態と保護について. *Strix* 11 : 59-90.

山崎亨・井上剛彦・藤田雅彦・上古代吉四・新谷保徳・加藤晃樹・一瀬弘道・中川望・杉本智明.
1995. 森林性大型猛禽，クマタカの保護プログラムの確立と実践. 第3期プロ・ナトゥーラ・フ
ァンド助成成果報告書, 48-55. 日本自然保護協会.

第2章

クマタカの生態ならびに生息環境の保全に関する課題

2.1 クマタカの生態

2.1.1 分布および生息動向

クマタカ (*Spizaetus nipalensis*) はタカ目タカ科クマタカ属に分類される大型の猛禽類である (図 2.1)。東南アジアをはじめとしたアジア大陸、スリランカ、日本に分布しており、日本は分布域の北限にあたる。国内では主に山地森林域に生息しており、図 2.2 に示すとおり、千葉県と沖縄県を除きほぼ全国にて確認記録が存在している (クマタカ生態研究グループ 2000 ; 日本鳥類保護連盟 2004 ; 環境省自然環境局野生生物課 2012) 。

環境省 (2004) の推定では、全国の生息個体数は少なくとも約 1800 羽 (約 900 つがい) 以上とされている。しかし、山形県・滋賀県・奈良県・広島県など各地で継続的に実施されている繁殖状況調査によると近年繁殖率の低下傾向がみられており (クマタカ生態研究グループ 2000, 猛禽類調査会 2006), 種としての早急な保護管理が望まれている。繁殖率低下の原因については、主要な生息場である森林の環境変化、餌動物量の減少、開発行為等の人為的影響など様々な可能性が考えられる。本種は寿命の長い鳥類と考えられており、現時点で顕著な個体数減少は確認されていないものの、繁殖成功率の低下は将来において個体数の急速な減少につながるとされている。(環境省自然環境局野生生物課 2012)



図 2.1 クマタカ (*Spizaetus nipalensis*)



『猛禽類保護の進め方（改訂版）』（環境省自然環境局野生生物課，2012）より抜粋

図 2.2 国内のクマタカ生息確認記録がある箇所（約 5 km グリッド単位）

2.1.2 生態的特性

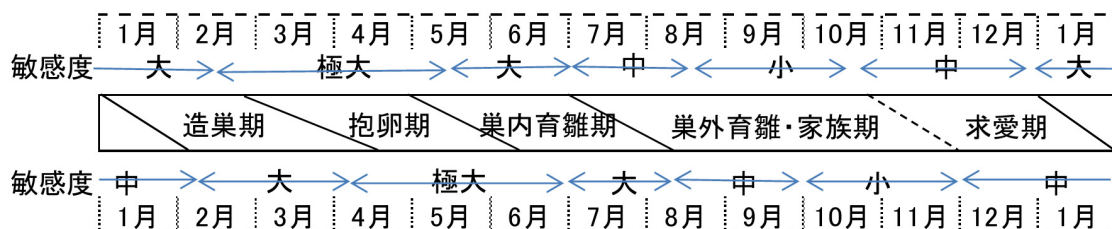
本種の行動および生態、生息・営巣環境、繁殖状況、食性などについてはこれまでに調査・研究が行われており、その生態的特性が徐々に明らかになりつつある（例えば、森本・飯田 1992, 1994；山崎ほか 1994, 1995；クマタカ生態研究グループ 2000；柏原・名波 2005；環境省自然環境局野生生物課 2012 など）。生態的特性の概要を以下に示す。

【生態的特性の概要】

- ・本種は、森林性の鳥類であり、一日の大半を林内で行動する。
- ・生息環境は、急斜面と広大な森林が存在する山地である（図 2.3（左））。
- ・本種の利用する森林は広葉樹林や適切に管理された人工林などであり、林内に本種が飛行可能な空間が存在することが重要である。
- ・繁殖期は、冬頃から始まる。一般的には3月頃に巣づくり、4～5月頃に産卵、5～6月頃に孵化、6～7月頃に幼鳥の巣立ちとされている（図 2.4）。
- ・行動圏は、約 10 km²～約 35 km²とされているが、場合によっては 45 km²を超えることもある。
- ・行動圏の内部には、営巣地を中心として、産卵・育雛等に必要繁殖テリトリー、年間を通じてよく利用されるコアエリアなどが存在する（図 2.5）。
- ・巣はアカマツ、モミ等の針葉樹の大径木に架けることが多いが、地域によってはブナ、ミズナラ等の広葉樹が利用されることもある（図 2.3（右））。
- ・主要な餌は、ノウサギ、ヘビ類、ヤマドリ等の小型～中型の哺乳類・爬虫類・鳥類である。

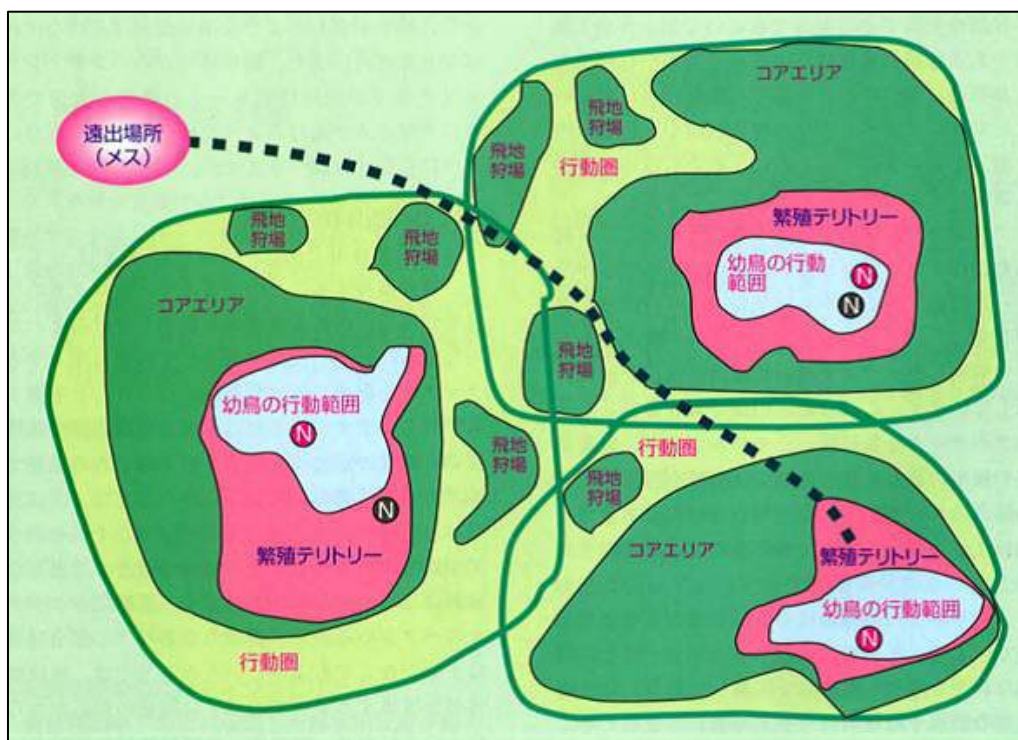


図 2.3 クマタカの一般的な生息環境の例（左）と巣の外観（右）



『猛禽類保護の進め方（改訂版）』（環境省自然環境局野生生物課，2012）より抜粋

図 2.4 クマタカの生活サイクル



『クマタカ・その保護管理の考え方』（クマタカ生態研究グループ，2000）より抜粋

幼鳥の行動範囲：巣立ち後の幼鳥が独立するまでの生息範囲

繁殖テリトリー：ペア形成・産卵・育雛のために必要な範囲であり，繁殖期に確立されるテリトリー

コアエリア：年間を通じてよく利用する範囲であり，生息の基盤となるエリア

図 2.5 クマタカの行動圏とその内部構造のイメージ図

2.2 クマタカの生息環境の保全に関する課題

2.2.1 生息環境の分布把握

前述のとおり、クマタカの生態的特性については既往研究等により徐々に明らかになりつつある。しかし、生息環境については「山地森林域」といった定性的な把握に留まり、生息環境として適した地域（生息適地）とその分布を広域的かつ定量的に評価・推定した事例は、鈴木ほか（2001）や伊藤ほか（2004）などわずかである。

鈴木ほか（2001）は北海道を、伊藤ほか（2004）は岩手県を対象地域としており、いずれも約 5 km × 5 km グリッド（以下、5 km グリッド）単位で対象地を分割し、個々のグリッドについてその内部の地形・植生条件に基づき潜在的な生息地または潜在的分布域としての評価を行っている。ただし、保護事業や環境アセスメントなどにおいて、今後どの地域を優先的に保全すべきかを土地利用指針などを含めて詳細に検討する際には 5 km グリッドでは解像度が不十分であり、より高解像度の生息適地マップが望まれる。また、これらの研究では地形特性の表現にあたり 5 km グリッド毎の平均標高・平均傾斜・最低標高などの指標が用いられているが、本種の生息・行動に重要とされている谷地形の存在（森本・飯田 1992；山崎ほか 1995）については考慮されていない。

2.2.2 生息環境の劣化

クマタカは、広葉樹林だけでなく適切に管理された人工林も生息環境として利用可能であるとされている（飯田ほか 2007）。間伐や枝打ち等の管理が適切かつ継続的に行われることにより、林内に空間が形成され、クマタカが内部を飛行可能となる。また、林床に日光が到達し下草植生が発達することで、本種の餌動物となる小型哺乳類等が生息可能となる。このように、人工林の適切な管理は本種の生息にとって重要な要素である。

しかし、国内の森林は、戦後の生活様式や社会経済の変化により近年急速に荒廃が進行している。特にスギやヒノキの人工林については、林業の衰退により間伐や枝打ち等の管理が十分に行き届かなくなり、鬱蒼とした暗い林が増加している。このような林分は、林床に十分な光が届かないため林床植生が発達せず、多くの生物にとっては生息環境として適さない。また、立木密度が高く、横枝も枝打ちされていないため、クマタカが内部を飛行することは難しい。

図 2.6 に適切な管理が実施された健全な状態の人工林と、管理が不十分で間伐が必要な人工林の例を示す。



間伐が実施され健全な状態の人工林



間伐が必要な状態の人工林

林野庁 HP より抜粋

(<http://www.rinya.maff.go.jp/j/kikaku/hakusyo/19hakush/19010301.html>)

図 2.6 健全な状態の人工林(左)と間伐が必要な状態の人工林(右)

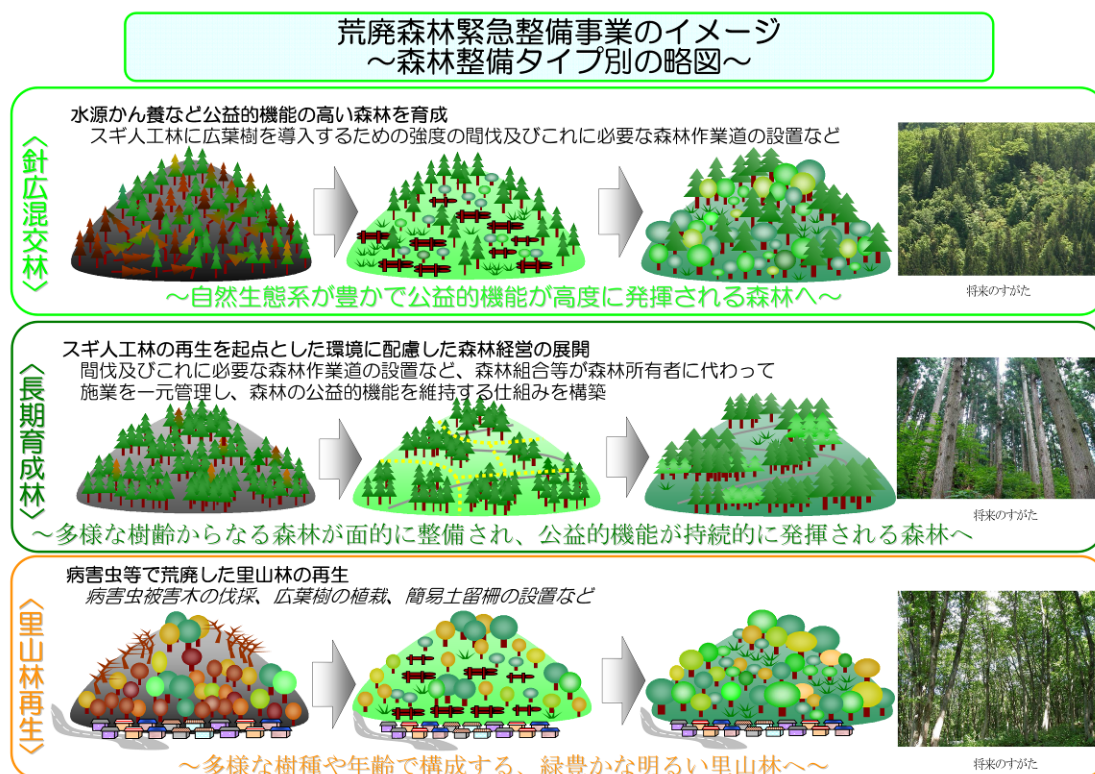
このような人工林の衰退等に早急に対処するため、全国の自治体では森林の整備を主目的とした独自の課税制度を導入し、それを財源として荒廃森林整備事業等が現在進められている。2003 年度に高知県が全国で初めて森林環境税を導入して以来、2013 年度までに 33 県が同様の制度を導入している（林野庁 2014）。表 2.1 に示すとおり、導入している 33 県全てが、水源地域等における森林整備に活用しており、その内容は荒廃した人工林を混交林化するための強度間伐の実施が主である。

例えば、山形県では荒廃が進む森林の整備や、県民参加による森づくり活動等のための財源としてみどり環境税を平成 19 年から導入し、図 2.7 および図 2.8 に示すように、荒廃森林緊急整備事業等を推進している（山形県 2013）。また、福岡県でも、図 2.9 および図 2.10 に示すように、荒廃した森林の再生等を図る施策に要する費用に充てるため森林環境税を平成 20 年から導入し、荒廃森林再生事業等に取り組んでいる（福岡県 2014）。

表 2.1 森林の整備等を目的とする都道府県の独自課税一覧

県名	税の名称(通称)	導入年度	課税額 (個人/年)	森林・林業施策に係る主な事業内容
高知県	森林環境税	H15 (2003)	500円	間伐の促進による荒廃の予防と公益的機能を発揮できる森林の整備、環境教育など次代を担う人材の育成、森林保全ボランティア団体の設立や活動支援など
岡山県	おかやま森づくり 県民税	H16 (2004)	500円	未整備森林の間伐や松くい虫被害木の除去等による荒廃した森林の再生・整備、新規就業者の研修支援、県産材等森林資源の利用促進、企業との協働による森林保全活動など
鳥取県	森林環境保全税	H17 (2005)	500円	強度間伐の実施による針広混交林化への誘導、保安林の間伐実施のための作業道の整備、景観向上のための枯損木の伐採等の支援、間伐等の作業体験等への支援など
島根県	島根県水と緑の森 づくり税	H17 (2005)	500円	長期間間伐等の保育作業が行われていない人工林に対して、不要木の伐採や広葉樹の植栽、県民自らが企画・立案した森づくり活動や県産木材を使う取組の支援、森林環境学習の推進など
山口県	やまぐち森林づく り県民税	H17 (2005)	500円	森林の持つ多面的な機能の回復が必要な荒廃した人工林を対象に、強度間伐の実施による針広混交林へ誘導、繁茂拡大した竹の伐採等による荒廃森林の再生など
愛媛県	森林環境税	H17 (2005)	700円	施業地の団地化支援、林内に放置されたままになっている低質間伐材の搬出促進、地域で流通する木材を利用した公共施設の木造化や内装の木質化の支援、県民が自発的に取り組む森林の利活用等への支援など
熊本県	水とみどりの森づ くり税	H17 (2005)	500円	間伐未実施で放置された人工林での針広混交林化に向けた強度間伐の実施、森林環境教育等を行う団体等への支援、有害鳥獣捕獲等を行う市町村に対する補助など
鹿児島県	森林環境税	H17 (2005)	500円	公益上重要な森林における間伐の実施や路網の整備、県産材を用いた木造施設整備への支援、森林ボランティア団体等への活動の支援、森林・林業に関する学習・体験活動の支援など
岩手県	いわての森づくり 県民税	H18 (2006)	1,000円	公益上重要で緊急に整備する必要がある森林において、強度間伐による針広混交林への誘導、地域住民等が取り組む森林を守り育てる活動への支援、被災地住民と被害木等を活用する取組など
福島県	森林環境税	H18 (2006)	1,000円	公益的機能の低下が懸念される森林について間伐の実施や搬出・路網整備への支援、市町村が行う森林づくり施策への支援、森林ボランティアの活動支援やボランティアリーダーの育成など
静岡県	もり づくり県民税	H18 (2006)	400円	公益性が高いが森林所有者による整備が困難なために荒廃している森林の整備(人工林の強度間伐、倒木の処理、竹林の広葉樹林化等)、税と事業の理解促進のための普及啓発など
滋賀県	琵琶湖森林づくり 県民税	H18 (2006)	800円	放置された人工林での強度間伐の実施による針広混交林への誘導、森林管理を進めるための境界明確化、県産材を利用した住宅建設に対する支援、地域が協働して取り組む里山の整備など
兵庫県	県民緑税	H18 (2006)	800円	流木災害の軽減対策(災害緩衝林整備等)や斜面の防災機能の強化(間伐木土留工)、集落裏山森林の防災機能の強化(簡易防災施設等)、人と野生動物の棲み分けを図るバッファゾーン整備など
奈良県	森林環境税	H18 (2006)	500円	施業放置林において森林所有者と県及び市町村による協定に基づく強度間伐の実施、NPO等の参加による荒廃した里山の整備、森林環境教育の指導者育成や体験学習の実施など
大分県	森林環境税	H18 (2006)	500円	緊急に整備する必要がある公益上重要な森林を対象に強度間伐や広葉樹の植栽の実施、侵入防護柵の設置や捕獲の推進等によるシカ被害対策、NPO等が行う県民提案事業に対する支援など
宮崎県	森林環境税	H18 (2006)	500円	公益上重要な森林を対象とした強度間伐による針広混交林化への誘導、溪流周辺にある堆積した流水等の除去、ボランティア団体・企業等の森林づくり活動、市町村による公有林化への支援など
山形県	やまがた緑環境税	H19 (2007)	1,000円	公益上重要な荒廃した人工林を対象とした強度間伐の実施や針広混交林への誘導、荒廃した里山林を再生するための被害木の伐採、地域ボランティア等が実施する森づくり活動への支援など
神奈川県	水源環境保全・再生 のための個人県民税 の超過課税措置	H19 (2007)	均等割 300円 所得割	水源地域の保全上重要な森林の買入れや整備協定など私有林の公的管理・支援、間伐材の集材・搬出・運搬に対する助成、水源保全上重要な丹沢大山における植生の衰退防止対策など
富山県	水と緑の森づくり 税	H19 (2007)	500円	風雪被害林や過密人工林での整理伐の実施による針広混交林への誘導、地域住民との協働による里山林整備、森林ボランティアの活動支援、県産材を活用した木造公共施設等への支援など
石川県	いしかわ森林環境 税	H19 (2007)	500円	水源地域等の手入れが不足した人工林を対象とした強度間伐の実施による針広混交林への誘導、NPO等が実施する小中学生を対象とした森林環境教育や森林体験活動への支援など
和歌山県	紀の国森づくり税	H19 (2007)	500円	水源林等奥地などにおいて広葉樹等の導入の促進、NPOや市町村等地域からの自発的な取組への支援、貴重な自然生態系を持つ森林等の公有林化、放置竹林の整備など
広島県	ひろしまの森づく り県民税	H19 (2007)	500円	手入れ不足の人工林や放置された里山林の再生、地域住民等多様な主体による保全活動への支援、森林整備と資源活用のサイクル形成による森林の適正管理・整備拡大の促進など
長崎県	ながさき森林環境 税	H19 (2007)	500円	荒廃した人工林の切捨間伐や作業道の開設に係る経費を支援、地域の独自性と創意工夫による多様な取組を支援、地域の森林づくりや県産材の利用等の促進など
秋田県	秋田県水と緑の森 づくり税	H20 (2008)	800円	生育の思わしくないスギ人工林の針広混交林への誘導、環境教育等の場として利用するための里山林の整備、松くい虫被害を受けた松林の整備、県民提案による森づくり活動の支援など
茨城県	森林湖沼環境税	H20 (2008)	1,000円	緊急に整備が必要な森林における間伐等の実施、公共施設等の木造化・木質化など地域で流通する木材の利活用の推進、森林づくりや森林環境学習等の活動を行う団体に対する支援など
栃木県	とちぎの元気な森 づくり県民税	H20 (2008)	700円	公益的機能を発揮する上で特に重要な保安林等内の人工林の強度間伐の実施、間伐材を利用した学習机や椅子の小中学校への配布、身近な森林整備や森を育む人づくりの取組の支援など
長野県	長野県森林づくり 県民税	H20 (2008)	500円	集落周辺の里山林における間伐の実施、市町村が展開する森林づくり施策への支援、地域で流通する木材の利活用を通じた森林づくり等への取組の推進、施業プランナー等の人材育成に対する支援など
福岡県	森林環境税	H20 (2008)	500円	長期間放置され荒廃した人工林の間伐、伐採後植林しないまま放置されている林地への広葉樹の植栽、松くい虫被害木伐採への助成、ボランティア団体・NPO等による森林づくり活動への支援など
佐賀県	佐賀県森林環境税	H20 (2008)	500円	荒廃した人工林の強度間伐による針広混交林への誘導、市町による荒廃した森林等の公有林化や公的管理の支援、県民等による荒廃した森林を再生する取組の支援など
愛知県	あいち森と緑づく り税	H21 (2009)	500円	整備が困難な奥地等の森林の間伐や放置された里山林の再生、都市における身近な樹林地の保全や緑地の創出、市町村やNPOが行う環境保全活動や環境学習に関する取組の支援など
宮城県	みやぎ環境税	H23 (2011)	1,200円	一定以上の県産材を利用した戸建て新築住宅に対する支援、若齢林の間伐の促進及び一体的に実施する作業道整備に対する補助、林地残材等の木質バイオマス資源の搬入や加工に係る支援など
山梨県	森林及び環境保全 に係る県民税	H24 (2012)	500円	荒廃した人工林の強度間伐による針広混交林への誘導や里山林の整備、学校施設等への県産材使用、県民参加の森づくり活動への支援など
岐阜県	清流の国ぎふ森林・ 環境税	H24 (2012)	1,000円	環境保全を目的とした人工林の整備、里山林の整備・利用の促進、生物多様性・水環境の保全、公共施設等における県産材の利用促進、地域が主体となった環境保全活動への支援など

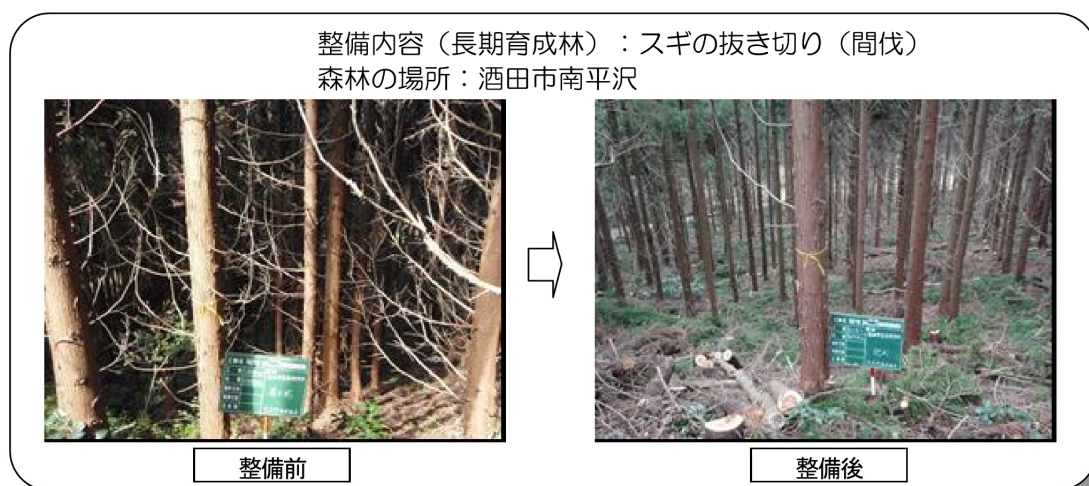
注：個人のほか、法人に対して均等割額5～11%相当額の範囲内で課税されている(神奈川県はなし。高知県は個人と同額の500円/年)。
資料：林野庁企画課調べ。



山形県農林水産部林業振興課 HP より抜粋

(<http://www.pref.yamagata.jp/ou/norinsuisan/140023/kankyozei/H25koushin/seibikubun.pdf>)

図 2.7 山形県における荒廃森林緊急整備事業のイメージ



山形県農林水産部林業振興課 HP より抜粋

(<http://www.pref.yamagata.jp/ou/norinsuisan/140023/kankyozei/kohaishinrinkinkyuseibi/seibizyokyo/h21seibizyokyo/h21seibizyokyo.pdf>)

図 2.8 山形県における荒廃森林緊急整備事業の実施前後の状況

森林環境税はふくおかの森林と私たちの暮らしを守っています

森林は、水を貯え、土砂災害を防ぎ、二酸化炭素を吸収するなど、私たちの暮らしにさまざまな恵みを与えています。しかし、林業の不振などにより長期間手入れがなされず荒廃した森林が増え、このような働きが低下し、県民生活に影響を及ぼすことが懸念されています。このため、県では、森林環境税を活用し、荒廃した森林の再生や県民参加の森林づくりの推進に取り組んでいます。

森林のはたらき(公益的機能)とは・・・

森林には、水を貯え浄化する機能や、土砂の流出や崩壊を防ぐ機能など、私たちの暮らしを支えるさまざまなはたらきがあります。



荒廃した森林が増えると・・・

荒廃した森林は、林内に日光が差し込まないために下草が生え、土壌が流れ、木の根がむき出しになり、公益的機能が低下します。そのまま放置すると、洪水や濁水、土砂災害などが起こる可能性が高まり、県民生活に重大な影響を及ぼすことが懸念されます。



荒廃した森林



濁水で平上がったダム



住宅地を襲った土砂災害

森林環境税を活用した取組

森林を守る!

荒廃した森林の再生

荒廃森林再生事業 (事業主体:市町村)

荒廃した森林を公益的機能が十分に発揮できる健全な森林に再生しています。
※事業の実施にあたっては、森林所有者の権利を一定期間制限する協定を森林所有者と締結します。

事業内容

森林の整備

長期間手入れがなされず荒廃したスギ・ヒノキの森林に対して間伐などを行います。

森林の造成

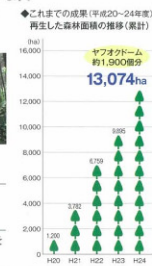
伐採後植林されず放置された林地に広葉樹を植栽し、下草刈りなどを行います。

荒廃森林の公的取得

森林の機能を高度に発揮させる必要があり、やむを得ず公的管理が必要な荒廃森林を自治体が取得して再生します。

森林環境税を活用した新たな取組

近年、海岸防風林における松くい虫被害が急増しているため、市町が実施する松くい虫被害対策を支援し、松林が持つ公益的機能の維持を図ります。(平成25～27年度)



森林を育む!

県民参加の森林づくりの推進

森林づくり活動公募事業 (事業主体:ボランティア団体、NPO等)

森林を県民共有の財産として社会全体で守り育てる気運を高めるため、県民の皆さんが自ら企画立案し実行する「森林の整備」や「里山の保全」、「森林環境教育」などの森林づくり活動を支援しています。



小学生による林整備 地域住民による竹林整備

◆これまでの成果(平成20～24年度)
森林づくり活動 参加者数 延べ 53,455人

情報発信事業 (事業主体:県)

県民の皆さんの森林に対する理解を深め、森林と親しむ機会を増やすため、森林に関するさまざまな情報を発信しています。

- 森林観察会の開催
- 森林環境教育の講師派遣
- 森林教育研修の開催
- 森林づくり活動安全講習会の開催
- ホームページ等による情報発信



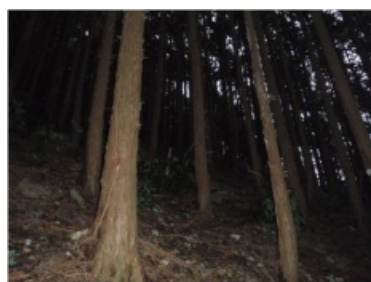
森林観察会 森林環境教育の講師派遣 森林づくり活動安全講習会

◆これまでの成果(平成20～24年度)
森林環境教育の講師派遣 受講者数 2,282人
森林づくり活動安全講習会 受講者数 延べ 523人

福岡県林業振興課 HP より抜粋

(http://www.pref.fukuoka.lg.jp/uploaded/life/107750_17840475_misc.pdf)

図 2.9 福岡県における荒廃森林再生事業等



事業実施前の様子



事業実施直後の様子



事業実施後5年目の様子

福岡県林業振興課 HP より抜粋

(<http://www.pref.fukuoka.lg.jp/contents/zeijisseki.html>)

図 2.10 福岡県における荒廃森林再生事業の実施前・直後・5年後の様子

このように全国の自治体で森林整備が進められているが、整備が必要な荒廃箇所の把握には、広範囲の森林を踏査・確認しなければならず、多大な労力を要する。

森林の性状把握については、ALS (Airborne laser scanner) と呼ばれる航空機搭載型レーザスキャナを用いた研究が従来より行われている。樹高について Holmgren (2004), Takahashi et al. (2007), Means and Acker. (2000), Næsset (2002) が、材積について Holmgren (2004), Maltamo et al. (2004), Næsset (2002) が、立木密度について Næsset (2002) が、葉面積指数または葉面積密度について Sasaki et al. (2008), Riaño et al. (2004) が、樹冠形状について伊藤ほか (2009) が推定を行っている。しかし、これらの ALS を用いた研究の多くは樹高、立木密度、材積等の推定を主目的としており、広域的な林内空間の疎密把握について着目された事例は少ない。

【参考文献】

- 福岡県. 2014. 森林環境税の活用. <http://www.pref.fukuoka.lg.jp/life/4/37/162/>
- Holmgren, J. 2004. Prediction of tree height, basal area and stem volume in forest stands using airborne laser scanning. *Scand J For Res* 19 : 543-553.
- 飯田知彦・飯田繁・毛利孝之・井上晋. 2007. クマタカ *Spizaetus nipalensis* の繁殖成功率の低下と行動圏内の森林構造の変化との関係. *日本鳥学会誌* 56 (2) : 141-156.
- 伊藤健彦・三浦直子・恒川篤史. 2004. GIS を活用した岩手県におけるクマタカの分布域推定. *GIS—理論と応用* 12 (1) : 67-72.
- 伊藤拓弥・松英 恵吾・内藤健司. 2009. 航空機 LiDAR による樹冠の再現性. *日本森林学会誌* 91 : 326-334.
- 環境省. 2004. 報道発表資料 希少猛禽類調査（イヌワシ・クマタカ）の結果について. <http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=5218>
- 環境省. 2012. 環境省第4次レッドリスト（哺乳類，鳥類，爬虫類，両生類，昆虫類，貝類，その他無脊椎動物，植物Ⅰ（維管束植物），植物Ⅱ（維管束植物以外））. http://www.biodic.go.jp/rdb/rdb_f.html
- 環境省自然環境局野生生物課. 2012. 猛禽類保護の進め方（改訂版）—特にイヌワシ・クマタカ・オオタカについて—. 86pp.
- 柏原聡・名波義昭. 2005. ビデオモニタリングによるクマタカの繁殖生態解析. *ダム技術* 223 : 28-39.
- クマタカ生態研究グループ. 2000. クマタカ・その保護管理の考え方. 62 pp.
- Maltamo, M., Eerikäinen, K. and Pitkänen, J. 2004. Estimation of timber volume and stem density based on scanning laser altimetry and expected tree size distribution functions. *Remote Sens Environ* 90 : 319-330.
- Means, J. and Acker, S. 2000. Predicting forest stand characteristics with airborne scanning lidar. *Photogramm Eng Remote Sens* 66 : 1367-1371.
- 森本栄・飯田知彦. 1992. クマタカ *Spizaetus nipalensis* の生態と保護について. *Strix* 11 : 59-90.
- 森本栄・飯田知彦. 1994. 広島県西部におけるクマタカ *Spizaetus nipalensis* の営巣環境について. *Strix* 13 : 179-190.
- 猛禽類調査会. 2006. 平成17年度山形県希少猛禽類生息環境詳細調査報告書. 112 pp. 山形県文化環境部. 山形県.
- Næsset, E. 2002. Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote Sens Environ* 80 : 88-99.
- 日本鳥類保護連盟. 2004. 希少猛禽類調査報告書. 364 pp.
- Riaño, D., Valladares, F., Condés, S. and Chuvieco, E. 2004. Estimation of leaf area index and covered

ground from airborne laser scanner (Lidar) in two contrasting forests. Agric For Meteorol 124 : 269-275.

林 野 庁 . 2014 . 平 成 25 年 度 森 林 ・ 林 業 白 書 . 223pp .
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/kikaku/hakusyo/25hakusyo/zenbun.html>

Sasaki, T., Imanishi, J., Ioki, K., Morimoto, Y. and Kitada, K. 2008. Estimation of leaf area index and canopy openness in broad-leaved forest using an airborne laser scanner in comparison with high-resolution near-infrared digital photography. Landsc Ecol Eng 4 : 47-55.

鈴木透・金子正美・前川光司. 2001. ランドスケープレベルにおける潜在的なハビタットを予測するためのモデリング手法：北海道に生息するクマタカによるケーススタディ. 国際景観生態学会日本支部会報 6 (2) : 53-56.

Takahashi, T., Awaya, Y., Hirata, Y. and Furuya, N. 2007. Assessment of Lidar-derived tree heights estimated from different flight altitude data in mountainous forests with poor. IAPRS 34 : 401-406.

山 形 県 . 2013 . 『 や ま が た 緑 環 境 税 』 (森 林 の 整 備) に つ い て .
<http://www.pref.yamagata.jp/ou/norinsuisan/140023/publicdocument200612269395267147.html>

山崎亨. 1994. 森林性大型猛禽, クマタカの保護プログラムの確立と実践. 第1期・第2期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成成果報告書, 173-180. 日本自然保護協会.

山崎亨・井上剛彦・藤田雅彦・上古代吉四・新谷保徳・加藤晃樹・一瀬弘道・中川望・杉本智明.
1995. 森林性大型猛禽, クマタカの保護プログラムの確立と実践. 第3期プロ・ナトゥーラ・ファンド助成成果報告書, 48-55. 日本自然保護協会.

第3章

山形県におけるクマタカの生息適地 推定モデルの構築

3.1 はじめに

第2章で述べたように、クマタカは種としての保護が必要とされている希少猛禽類である。本種の生態的特性については既往研究等（例えば、森本・飯田 1992, 1994；山崎ほか 1994, 1995；クマタカ生態研究グループ 2000；柏原・名波 2005；環境省自然環境局野生生物課 2012 など）により明らかになりつつある。しかし、生息環境については「山地森林域」といった定性的な把握に留まり、生息環境として適した地域（生息適地）とその分布を広域的かつ定量的に評価・推定した事例は鈴木ほか（2001）や伊藤ほか（2004）などわずかである。これらの研究では、対象地を約 5km グリッド単位で分割し、個々のグリッドについて平均標高・平均傾斜・最低標高・植生分布等から潜在的生息地または潜在的分布域としての評価を行っている。しかし、保全地域の詳細な検討にあたっては 5 km グリッドでは解像度がやや粗く、より高解像度での推定が望ましい。また、本種の生息・行動に重要とされている谷地形の存在および分布（森本・飯田 1992；山崎ほか 1995）については考慮されていない。

以上をふまえ、本章では、クマタカの生息適地をよりの確かつ詳細に評価・推定するため、谷地形の分布状況に関する指標など新たな地形指標を導入するとともに、解像度をより詳細なスケールとした生息適地推定モデルを構築する。

3.2 対象地と方法

3.2.1 対象地

本研究は飛島を除く山形県全域（約 9,320 km²）を対象地とした（図 3.1）。

山形県は県域の大半を山地が占め、東側には奥羽山脈を構成する神室山地や舟形・蔵王山地が連なり、西側には丁岳山地・朝日山地・飯豊山地などが連なる。また、鳥海山や月山などの高標高の火山性の山々もみられる。それらの山地に挟まれるように県中央部を最上川が流れており、川沿いには米沢盆地・山形盆地・庄内平野などの盆地および平野が広がる。

植生および土地利用については、山地を中心とした森林が県土の約 72 %を占めているほか、盆地および平野に水田・耕作地等の農用地が広く分布している。森林面積についてはおおむね 30% ずつをミズナラ・コナラ林、スギ植林、ブナ林が占めている。しかし、ミズナラ・コナラ林を主体とした里山林やスギ植林等の人工林については、近年の生活様式の変化および林業の衰退などにより荒廃が懸念されている。

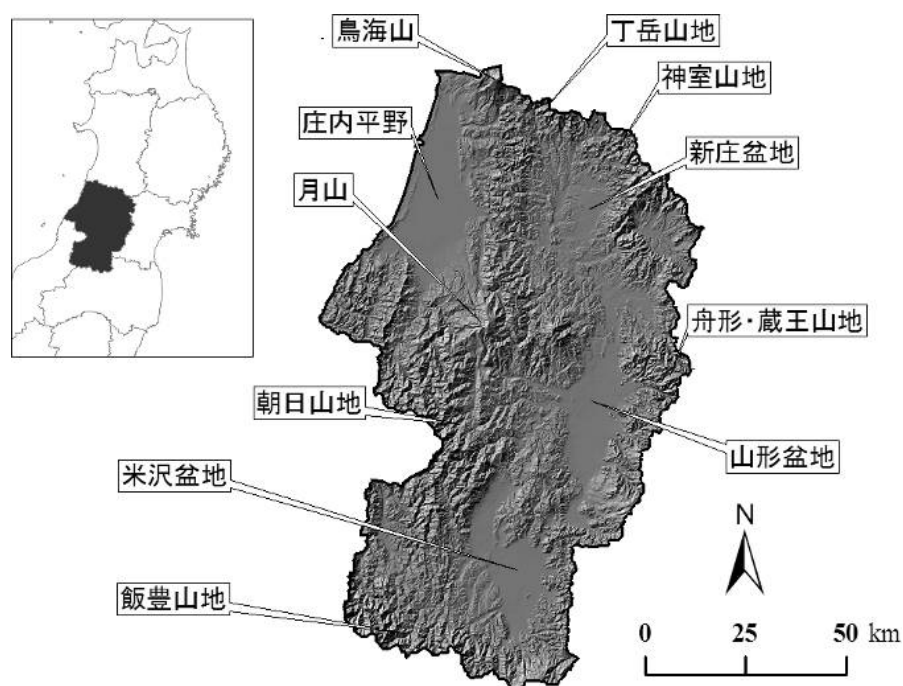


図 3.1 研究対象地の概要（山形県全域）

3.2.2 方法

本研究では、山形県全域を 50 m グリッドで分割し、個々のグリッドに対して谷地形の分布状況等の周辺の地形・植生状況を定量的に表現する各種指標値を算出し、それらの値を用いて当該グリッドがクマタカの生息地（正確には生息地の一部分）として適しているか否かの推定を行うモデルを作成した。なお、モデルの構築にあたってはロジスティック回帰分析を用い、各種地形・植生指標を組み合わせる様々なモデル式を作成し、それぞれの適合度や推定精度等を比較することで最適な生息適地推定モデルを選択した。以下にその詳細を示す。

（1）使用データ

生息適地推定モデルの構築に際して必要となる山形県内のクマタカ確認情報等については猛禽類調査会よりご提供いただいた。このデータは、猛禽類調査会が平成 13 年および平成 15 年～平成 17 年の 4 年間にわたり現地観察および聞き取り調査などを行い、県内におけるクマタカの確認状況および営巣地等に関する情報を蓄積したものである。具体的には、これまでに確認されたクマタカ 24 つがいの営巣地情報のほか、5 km グリッドの山形県内のクマタカ確認情報分布図などが含まれる。

また、地形指標値の算出にあたっては、国土地理院刊行の「数値地図 50 m メッシュ（標高）」から内挿補間（IDW 法）により作成した正方 50 m グリッドの標高データを用いた。植生指標値の算出については、環境省自然環境局生物多様性センターにより公開されている自然環境情報 GIS データの「第 2-5 回植生調査 重ね合わせ植生」をラスタ化したものを用いた。同データは自然環境保全基礎調査の第 2 回（1978,1979 年度）および第 3 回（1983～1987 年度）の植生調査結果に対し、第 4 回（1988～1992 年度）および第 5 回（1993～1998 年度）の調査において変化が見られる箇所を更新・修正した 1/50,000 スケールの現存植生図である。

（2）環境指標

既往の調査・研究より、クマタカの生息環境の一般的な特徴として「営巣地となりうる急斜面と餌動物が生息しうる広大な森林が存在する山地であり、特に谷地形の存在はクマタカの生息・行動にとって重要である」ことが指摘されている（森本・飯田 1992；山崎ほか 1995；クマタカ生態研究グループ 2000；環境省自然環境局野生生物課 2012）。このような特徴をふまえ本研究では、谷地形の分布状況に関する指標などの地形指標と樹林地等の面積を表す植生指標の全 13 種類を組み合わせることによりクマタカの生息環境の表現を試みた。

なお、生息適地推定モデルにおける各環境指標の説明力は、それらの指標が集計対象とするス

ケールに依存する（例えば, Austin et al. 1996; Hanowski et al. 2000; Thompson et al. 2002; Martínez et al. 2003）．したがって多様なスケールでの評価を行うため, 集計対象とする範囲を各グリッドから半径 0.5 km, 1 km, 1.5 km, 3 km の 4 通り設定し, 全部で 52 個（13 種類×4 通りの距離）の環境指標を作成した．これらの距離設定については一般的なクマタカの行動圏およびその内部構造の大きさ等に基づき設定した．半径 0.5 km, 1 km, 1.5 km はそれぞれ幼鳥の行動範囲, 繁殖テリトリー, コアエリアの面積（クマタカ生態研究グループ 2000）を参考に設定した．半径 3 km については, 既往調査においてクマタカの行動圏面積の大半が 11~25 km² である（クマタカ生態研究グループ 2000 ; 日本鳥類保護連盟 2006 ; 環境省 2012）ことをふまえ, 行動圏をカバーする範囲として設定した．以下, 本章ではこれらの距離を「集計半径」, その範囲を「集計範囲」と呼ぶ．各種環境指標の概要について以下に述べるとともに, その一覧を表 3.1 に示す．

表 3.1 クマタカの生息環境を表現するために作成した各種指標

指標		本論文中的略号
地形	谷空間指数（度）	<i>val</i> _{0.5} , <i>val</i> _{1.0} , <i>val</i> _{1.5} , <i>val</i> _{3.0}
	標高の標準偏差（m）	<i>esd</i> _{0.5} , <i>esd</i> _{1.0} , <i>esd</i> _{1.5} , <i>esd</i> _{3.0}
	斜面方位の多様度	<i>div</i> _{0.5} , <i>div</i> _{1.0} , <i>div</i> _{1.5} , <i>div</i> _{3.0}
	平均標高（m）	<i>eav</i> _{0.5} , <i>eav</i> _{1.0} , <i>eav</i> _{1.5} , <i>eav</i> _{3.0}
	平均傾斜（度）	<i>sav</i> _{0.5} , <i>sav</i> _{1.0} , <i>sav</i> _{1.5} , <i>sav</i> _{3.0}
	最高標高（m）	<i>ema</i> _{0.5} , <i>ema</i> _{1.0} , <i>ema</i> _{1.5} , <i>ema</i> _{3.0}
	最低標高（m）	<i>emi</i> _{0.5} , <i>emi</i> _{1.0} , <i>emi</i> _{1.5} , <i>emi</i> _{3.0}
	比高（m）	<i>rel</i> _{0.5} , <i>rel</i> _{1.0} , <i>rel</i> _{1.5} , <i>rel</i> _{3.0}
	急傾斜地（ $\geq 30^\circ$ ）の面積割合（%）	<i>stp</i> _{0.5} , <i>stp</i> _{1.0} , <i>stp</i> _{1.5} , <i>stp</i> _{3.0}
植生	針葉樹林の面積割合(%)	<i>rco</i> _{0.5} , <i>rco</i> _{1.0} , <i>rco</i> _{1.5} , <i>rco</i> _{3.0}
	広葉樹林の面積割合(%)	<i>rbr</i> _{0.5} , <i>rbr</i> _{1.0} , <i>rbr</i> _{1.5} , <i>rbr</i> _{3.0}
	針葉樹林+広葉樹林の面積割合(%)	<i>rcb</i> _{0.5} , <i>rcb</i> _{1.0} , <i>rcb</i> _{1.5} , <i>rcb</i> _{3.0}
	伐開地・草地の面積割合(%)	<i>rog</i> _{0.5} , <i>rog</i> _{1.0} , <i>rog</i> _{1.5} , <i>rog</i> _{3.0}

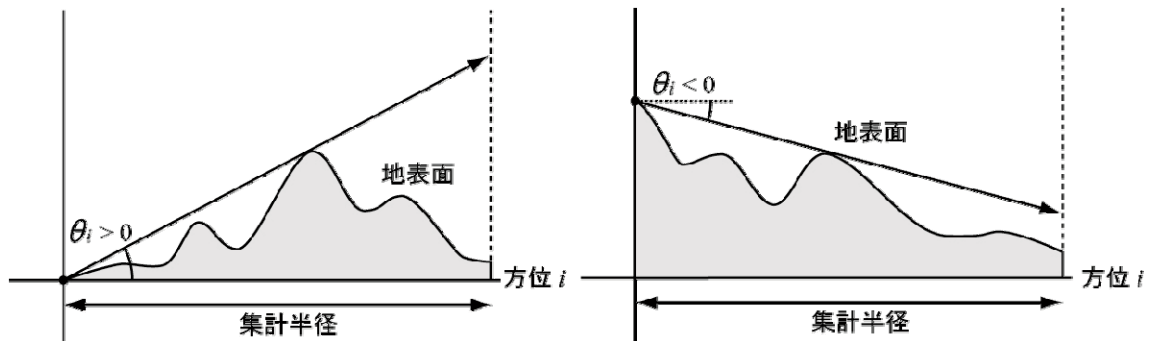
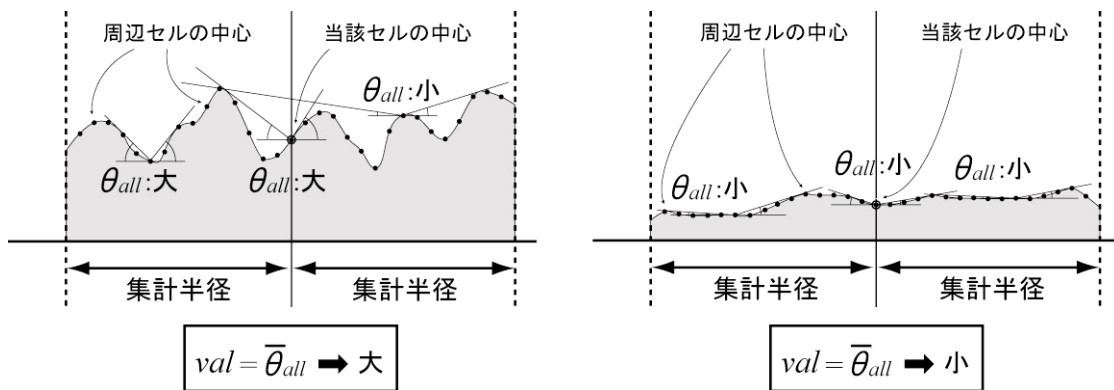
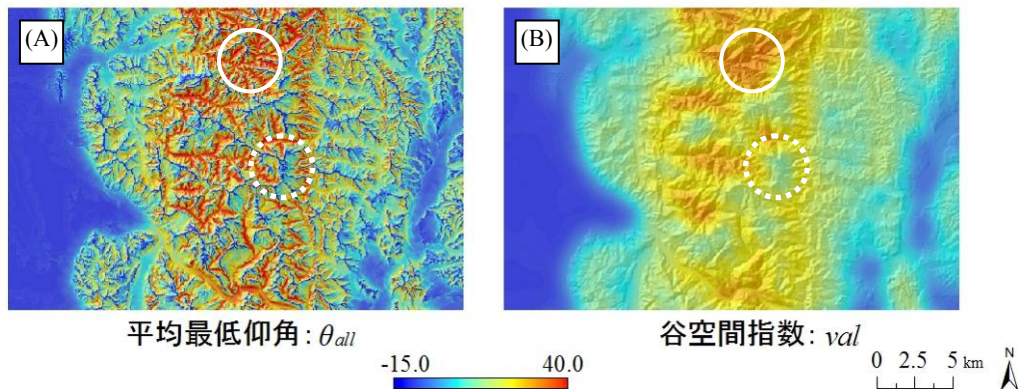
備考：添字の数字は集計半径（km）を表す．

1) 谷空間指数

谷空間指数 val は、集計範囲内における谷地形の存在状況を横山ほか（1999）による地上開度の概念を用いて表現したものである。

図 3.2 に示すように、当該グリッドから方位 i 方向に集計半径だけ離れた地点の上空を見通すために必要な最小仰角を θ_i で表す。一般的に谷部においては $\theta_i > 0$ 、山頂・主尾根においては $\theta_i < 0$ となる。 θ_i を全 8 方位について平均したものを平均最低仰角 θ_{all} とする。なお、横山ほか（1999）による地上開度は、周囲 8 方位の天頂角（ $\pi/2 - \theta_i$ ）を平均したものである。 θ_{all} はその値が大きいほど当該地点を中心に深い谷が存在し、値が 0 に近いほど平坦な地形が広がり、山頂や尾根部の一部においては θ_{all} は負の値となりうる。

谷空間指数 val はこの θ_{all} を集計範囲について平均したものであり、谷地形が入り組むような複雑な山地ではその値は大きなものとなり、丘陵地から平地にかけてその値は小さくなっていく。図 3.3 は θ_{all} と val の関係を示したものであり、当該グリッドおよびその周辺に深い谷（ θ_{all} が大きい地点）が多く開析する地形（図 3.3 の左図）の方が、なだらかな場所（ θ_{all} が小さい地点）が広がる地形（図 3.3 の右図）に比べて、 θ_{all} の平均値である val が大きな値となる。図 3.4 は月山北部の山地における θ_{all} と半径 1.5 km で集計したときの谷空間指数 $val_{1.5}$ の状況を示したものである。 θ_{all} は深い谷内ほど大きな値をとり、平地では 0 に近づき、山頂や尾根の一部では負となりうる。一方 θ_{all} を集計半径内において平均した谷空間指数 val は、谷部における高い θ_{all} の値が尾根部における負の θ_{all} の値に相殺されるため、谷地形が集中する場所（図中の実線丸枠部など）では高い値を示し、山地であっても主尾根が連続する場所（図中の点線丸枠部など）では低い値を示す。

図 3.2 最低仰角 θ_i の定義図 3.3 平均最低仰角 θ_{all} と谷空間指数 val の関係図 3.4 月山北部の山地における (A) 平均最低仰角 θ_{all} と、(B) 谷空間指数 $val_{1.5}$ の状況
(地形を分かりやすくするために標高データから生成した陰影図を重ね合わせて表示)

2) その他の地形指標

谷空間指数以外の地形指標としては、鈴木ほか（2001）および伊藤ほか（2004）の研究において使用されている平均標高、平均傾斜、最高標高、最低標高、最高標高と最低標高の差である比高、急傾斜地（30° 以上）の面積割合のほか、山地の複雑な地形特性を表現する標高の標準偏差、斜面方位の多様度を新たに導入した。

標高の標準偏差とは、集計範囲がどれぐらい起伏に富んだ地形であるかを表す指標であり、平均標高が同じであっても、なだらかな地形よりも凹凸の変化が大きい地形の方がこの値は高いものとなる。

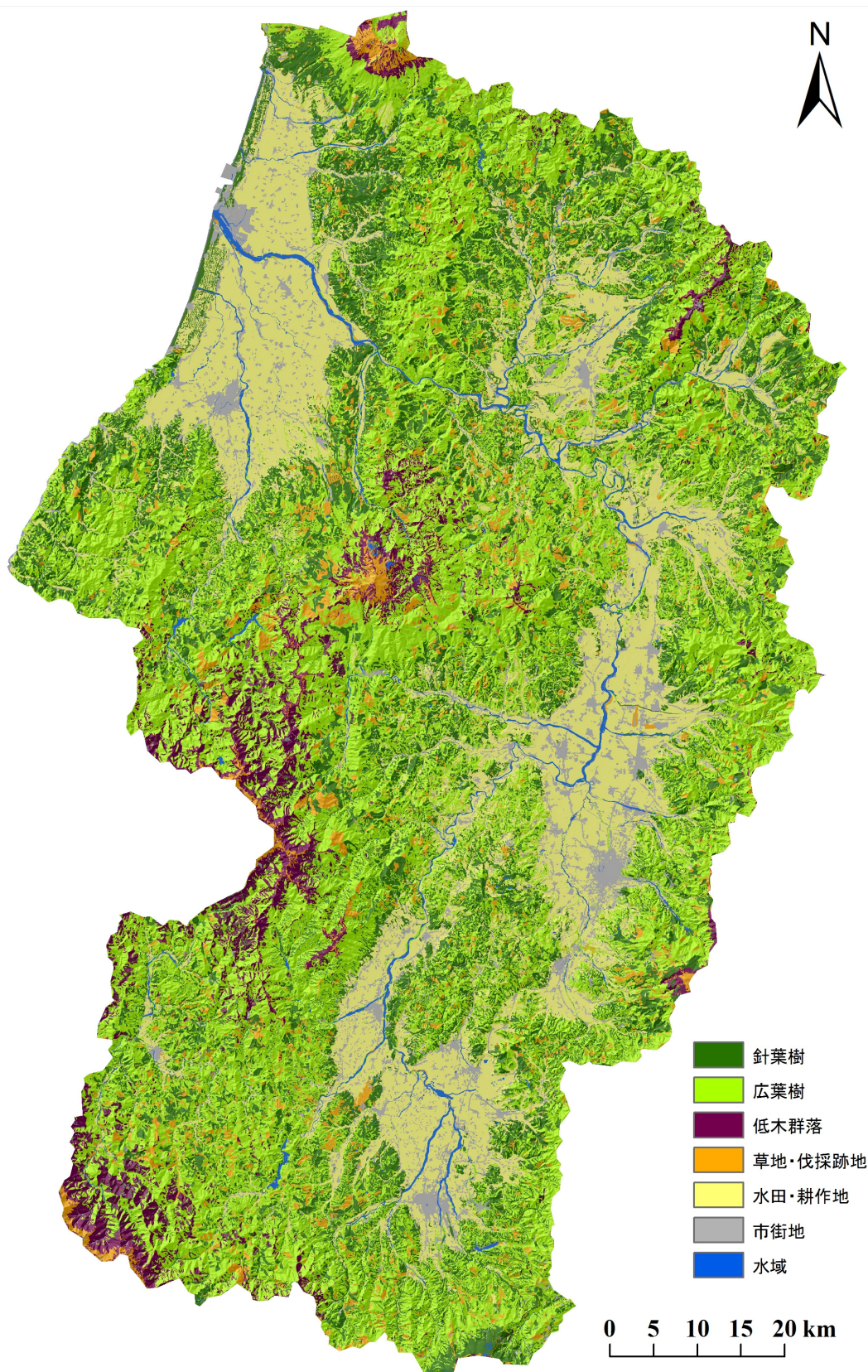
斜面方位の多様度は、様々な方位の斜面が存在する山地の複雑な地形を表現するため、Shannon-Wiener の多様度指数（Shannon and Wiener 1949）を用いて、式（3.1）により集計範囲の斜面方位（8 方位）の多様性を表現したものである。

$$H' = - \sum_i p_i \log_2 p_i \quad (3.1)$$

ここで、 H' は多様度指数、 p_i は集計範囲内に存在する方位 i のグリッドの割合を示す。

3) 植生指標

植生状況を示す指標としては、クマタカの利用形態や餌動物の生息環境としての役割などを考慮し、針葉樹林（植林地が大部分を占めるが一部に亜高山性の天然林を含む）、広葉樹林、針葉樹林+広葉樹林、草地および伐採跡地の4つの植生区分の集計範囲内の面積割合（%）を用いることとした。これらの区分については前述の「第2-5回植生調査 重ね合わせ植生」を用いて再類型を行い、各グリッドの中央の植生区分を当該グリッドの植生として割りあてた（図3.5）。



(自然環境情報 GIS データ「第2-5回植生調査 重ね合わせ植生」より作成)

図 3.5 植生区分図 (再類型したもの)

(3) グリッドサイズ

解像度をより細かくすれば環境の特徴をさらに詳細に表現することも可能である。しかし、山形県全域のような広域スケールにおいて、クマタカの生息に関わるとされる起伏の大きな谷地形の特徴を捉えるには 50 m の解像度で十分であると考えられることから、グリッドサイズを 50 m に設定した。

山形県全域を 50 m グリッドに分割し、各グリッドについて表 3.1 の 13 種の指標値を算出した結果を図 3.6 (1) ～ (13) に示す。

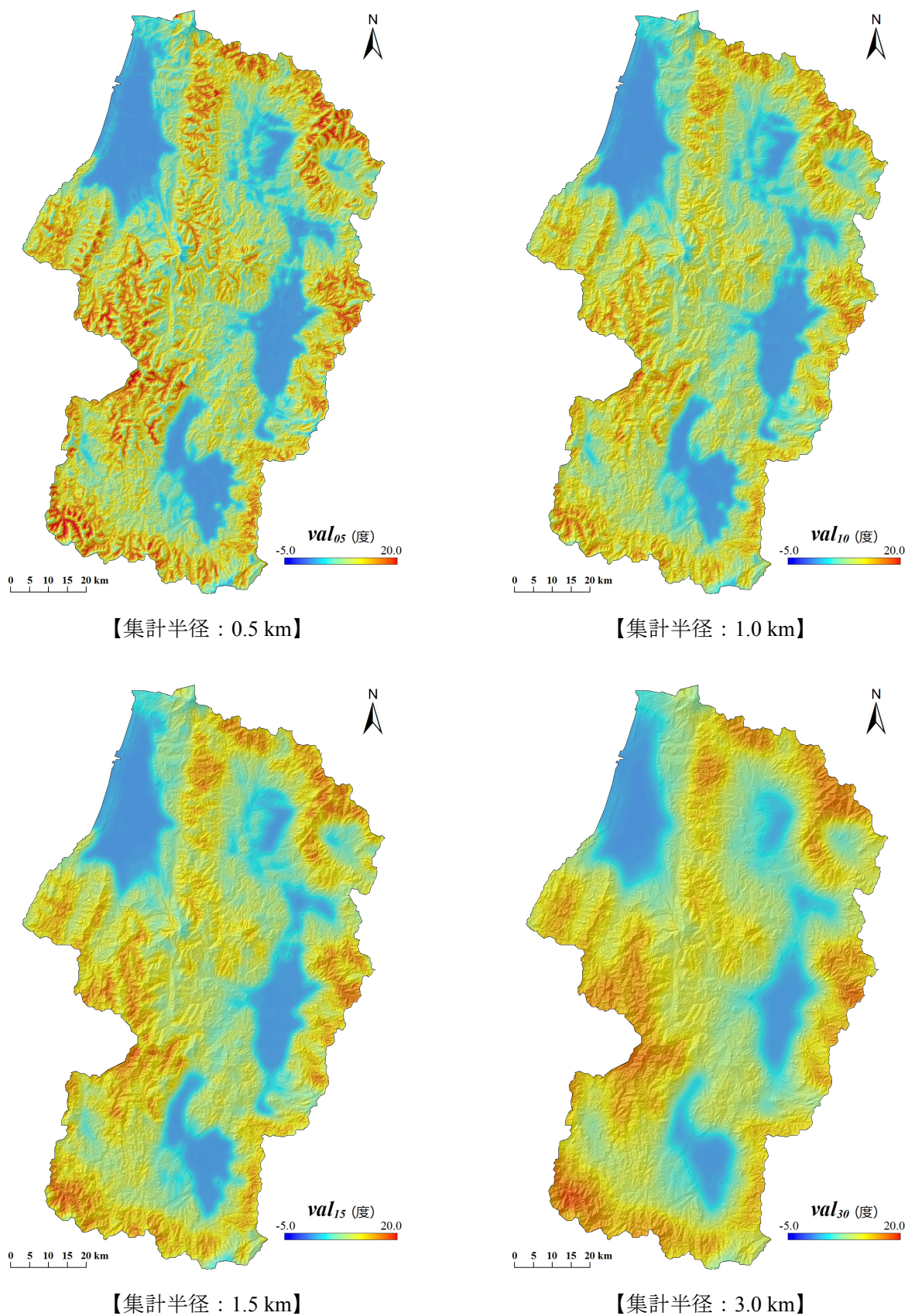


図 3.6 (1) 谷空間指数 (val) の状況

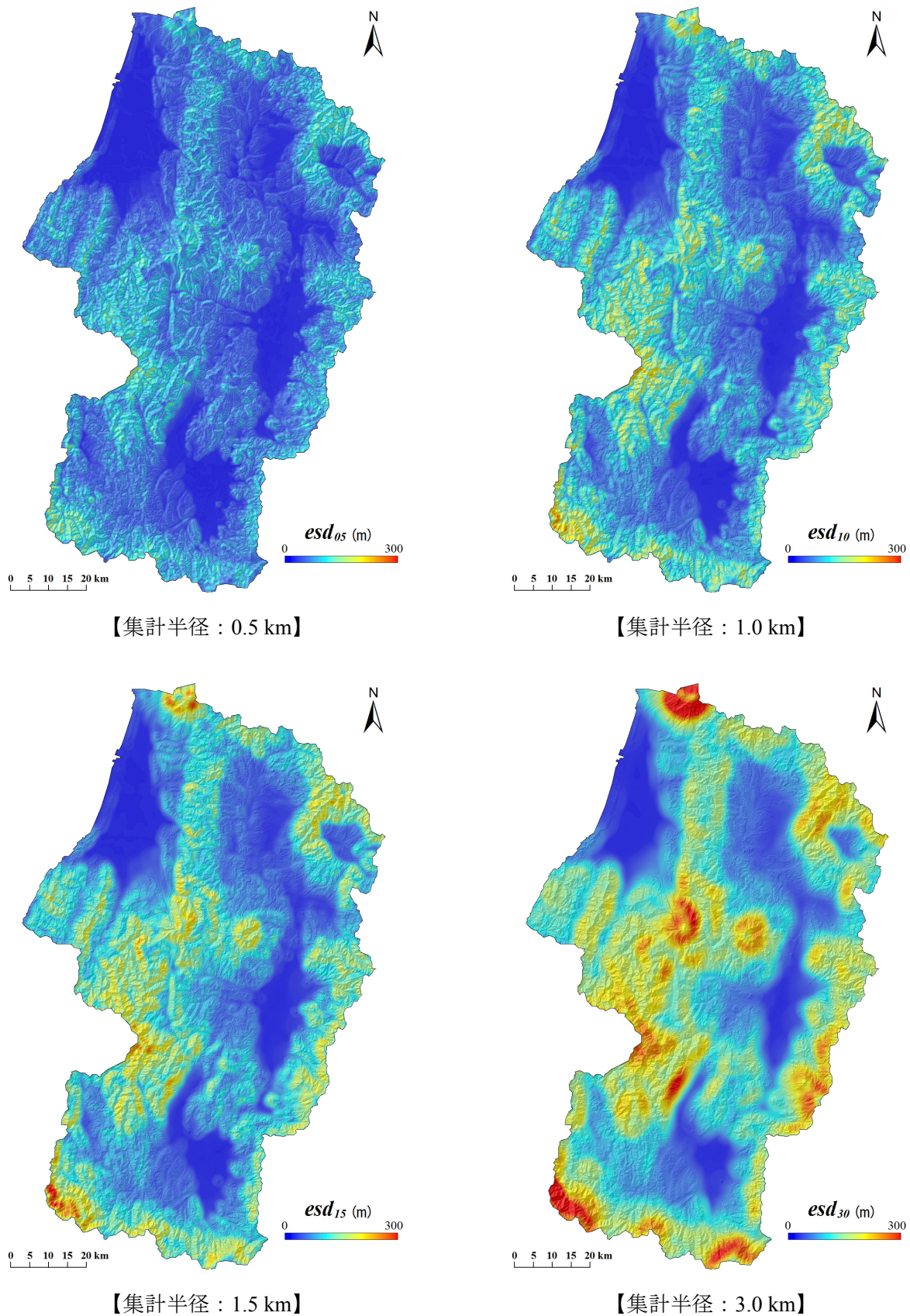
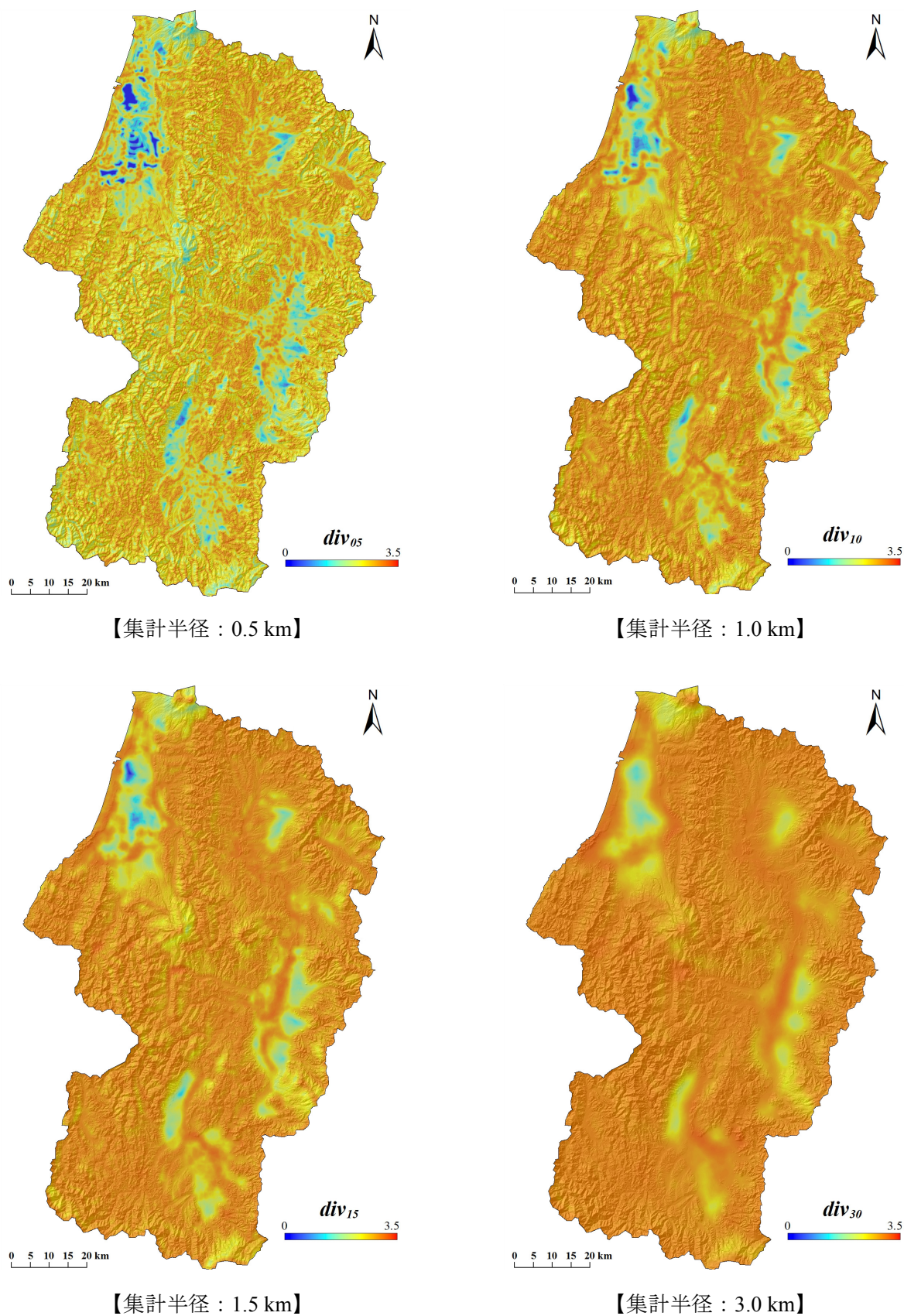


図 3.6 (2) 標高の標準偏差 (esd) の状況

図 3.6 (3) 斜面方位の多様度 (div) の状況

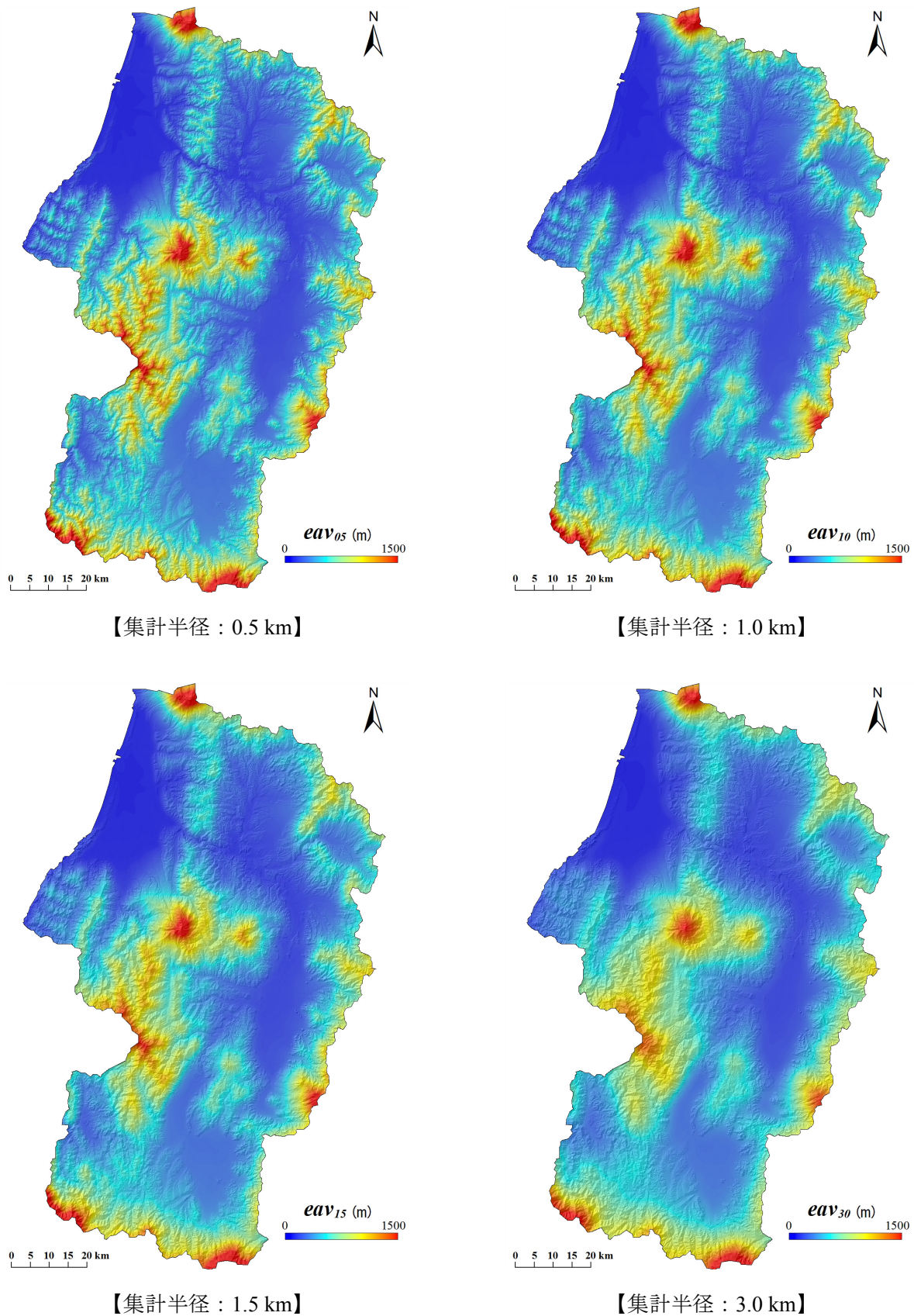
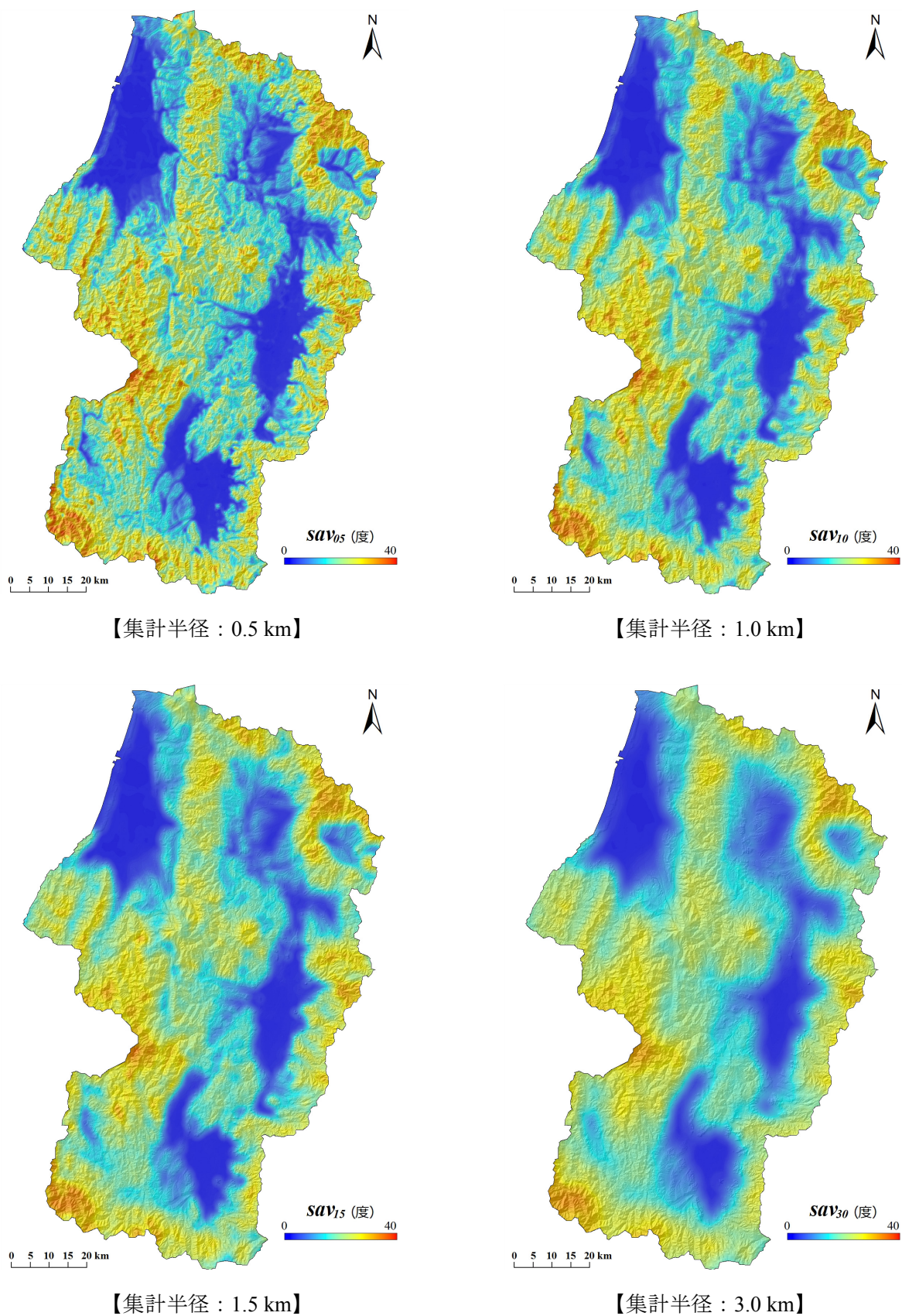


図 3.6 (4) 平均標高 (eav) の状況

図 3.6 (5) 平均傾斜 (sav) の状況

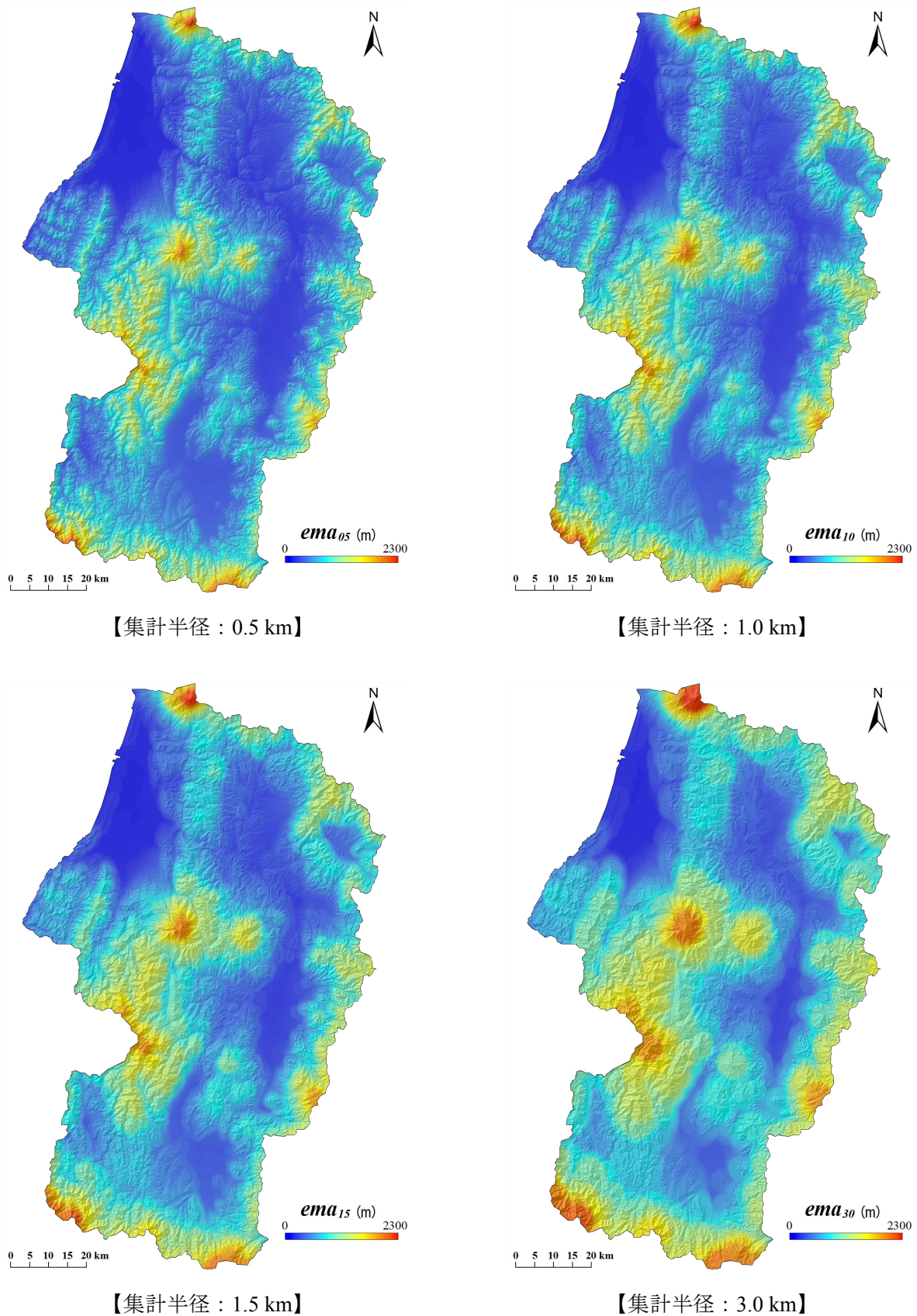
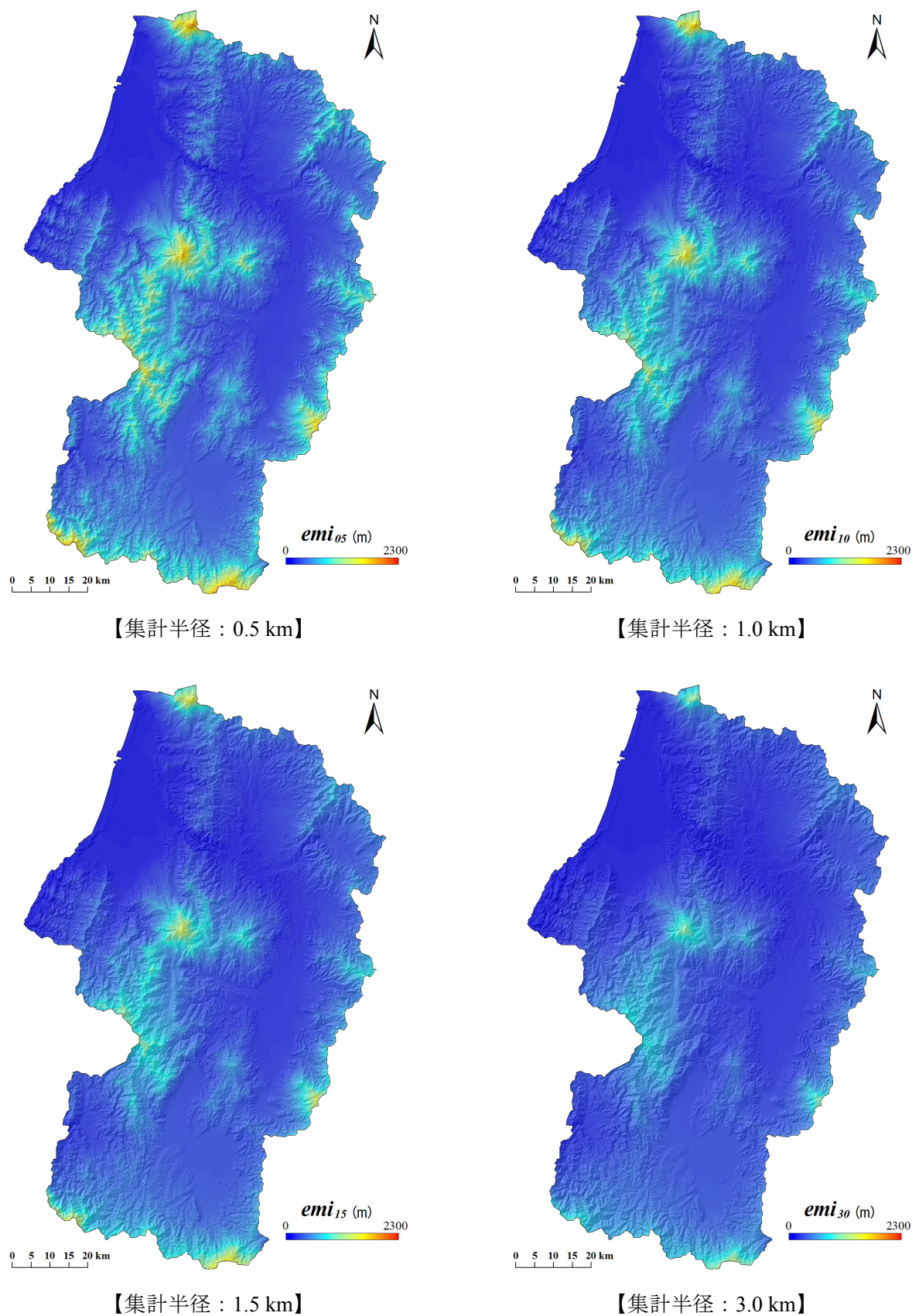


図 3.6 (6) 最高標高 (ema) の状況

図 3.6 (7) 最低標高 (emi) の状況

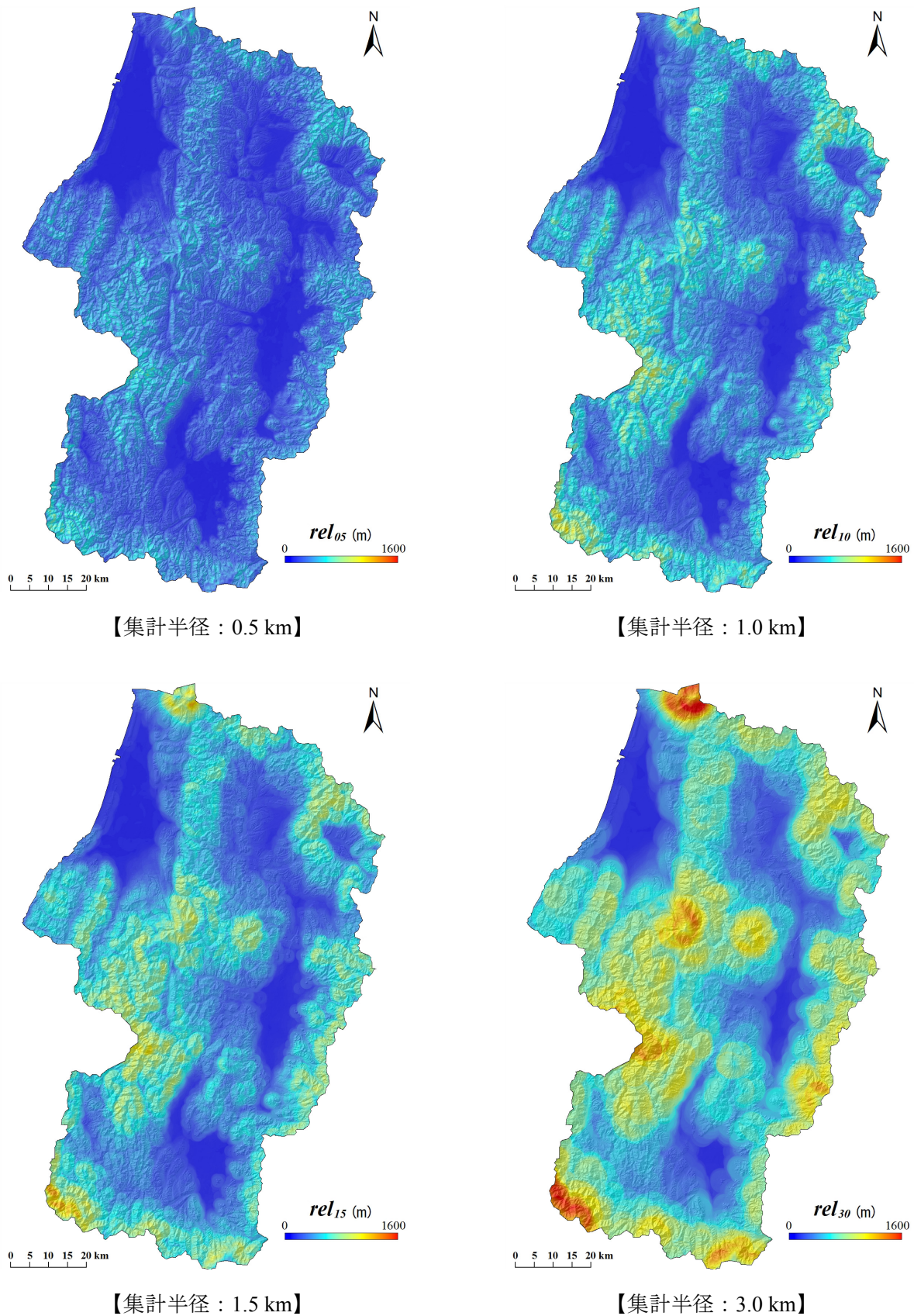


図 3.6 (8) 比高 (rel) の状況

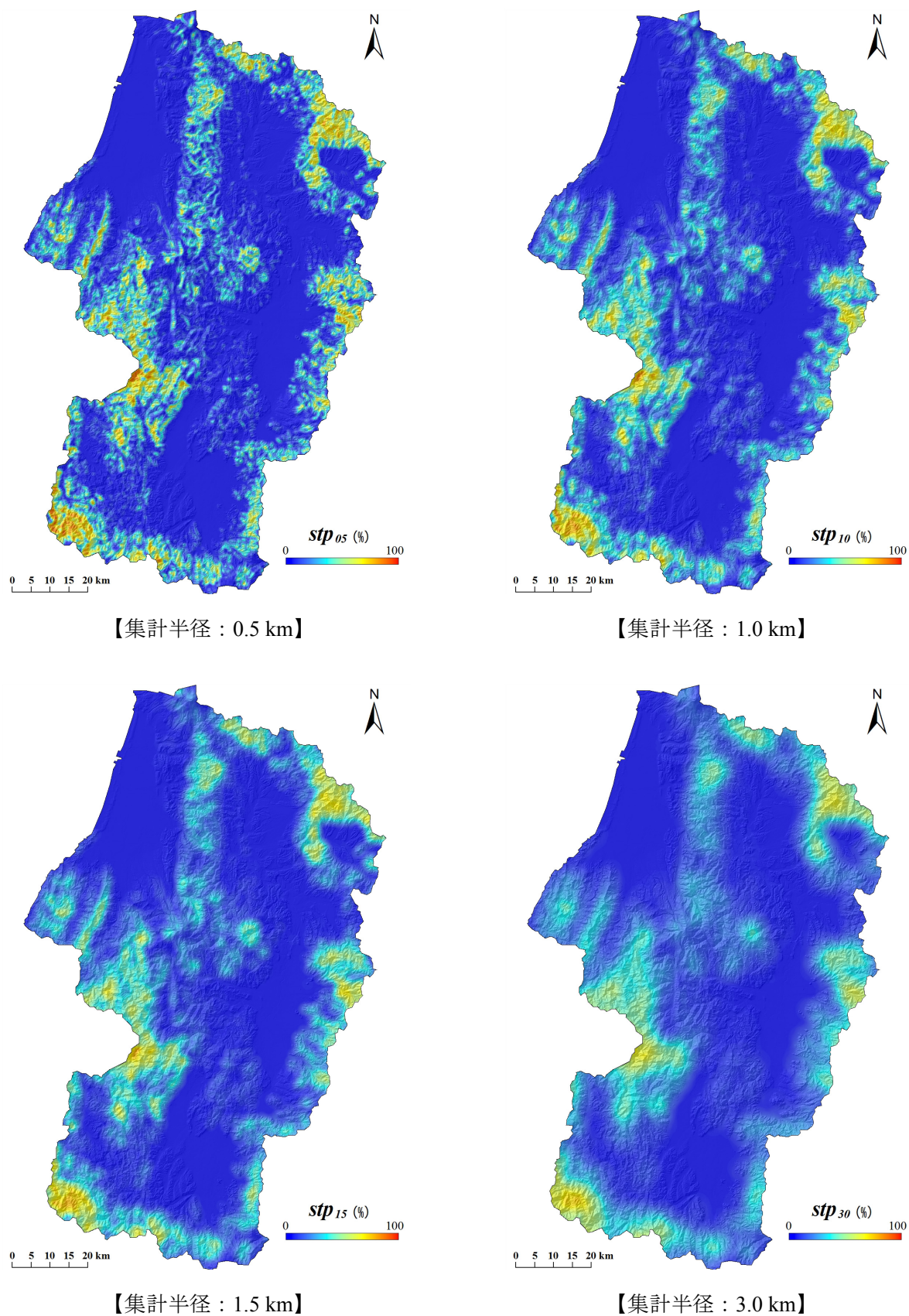


図 3.6 (9) 急傾斜地 (stp) の状況

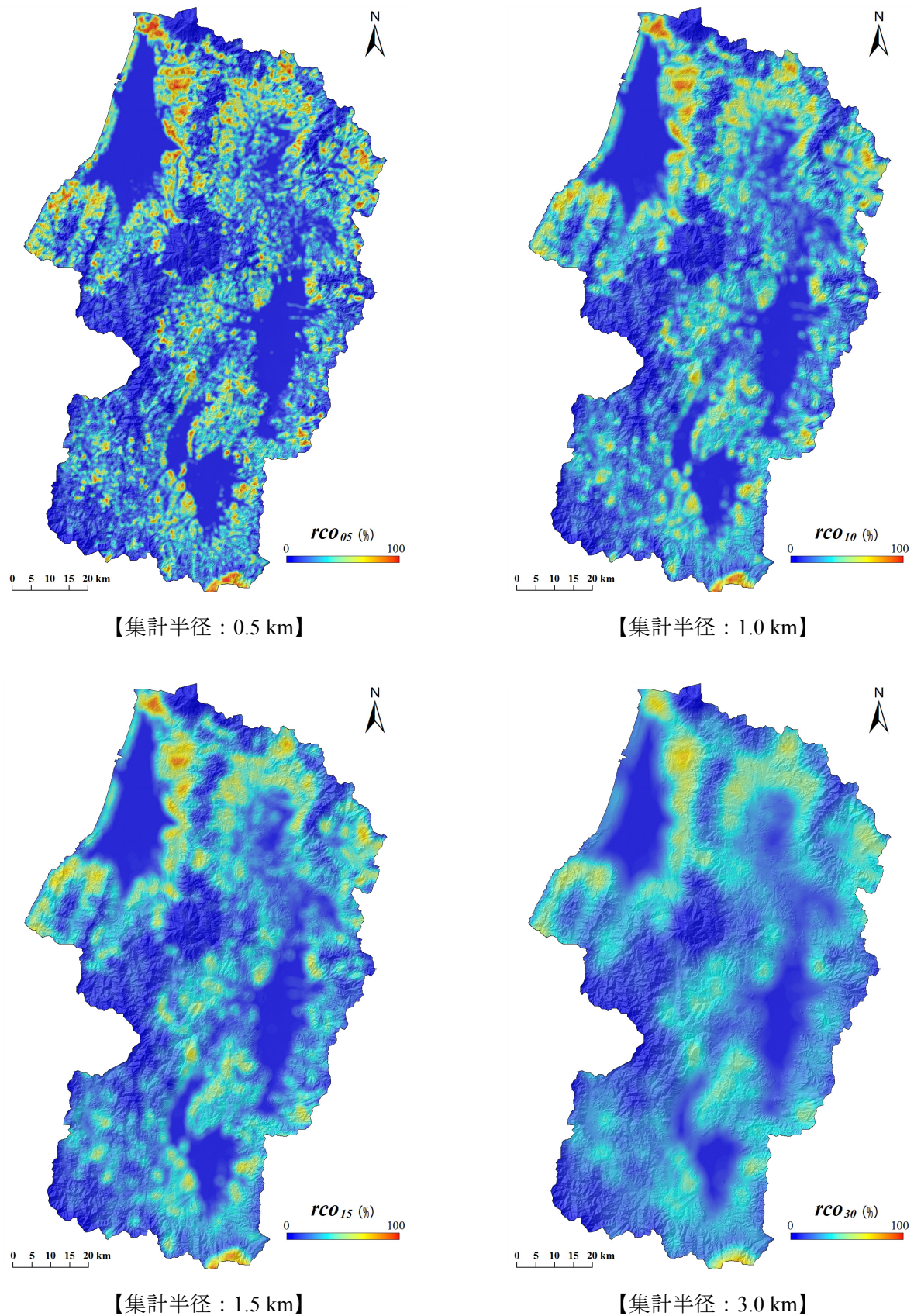
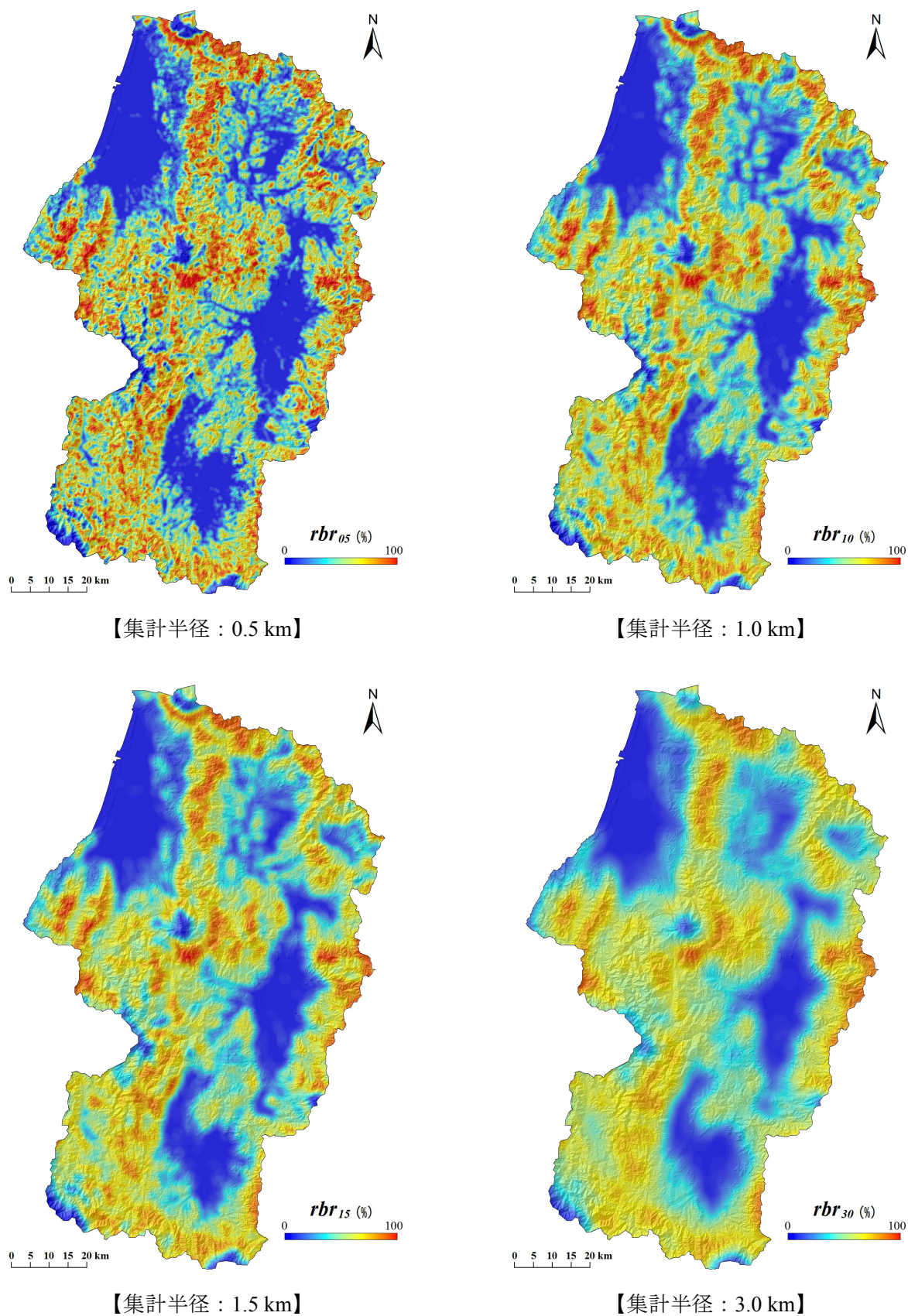


図 3.6 (10) 針葉樹林の面積割合 (rco) の状況

図 3.6 (11) 広葉樹林の面積割合 (rbr)

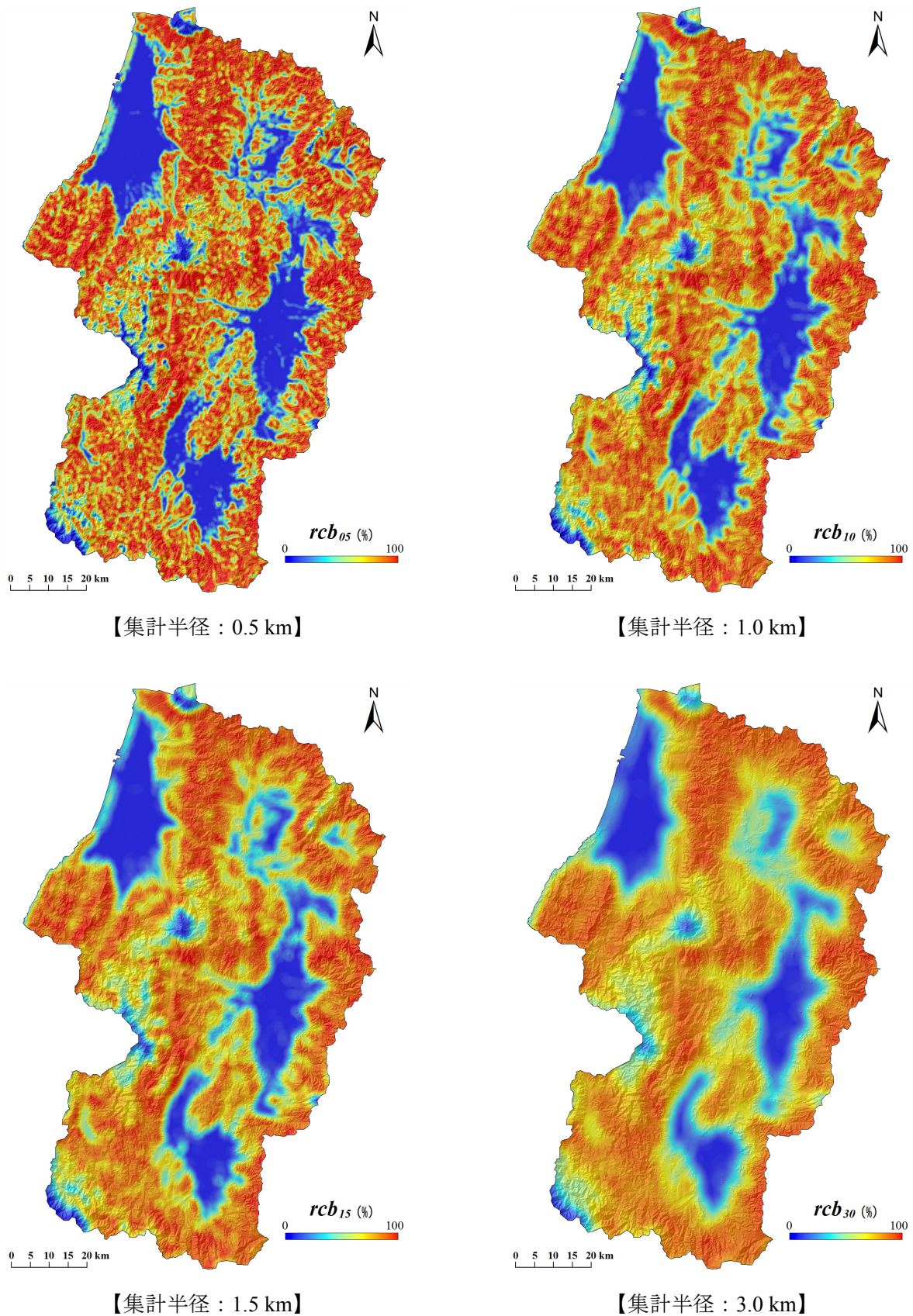


図 3.6 (12) 針葉樹林+広葉樹林の面積割合 (rcb)

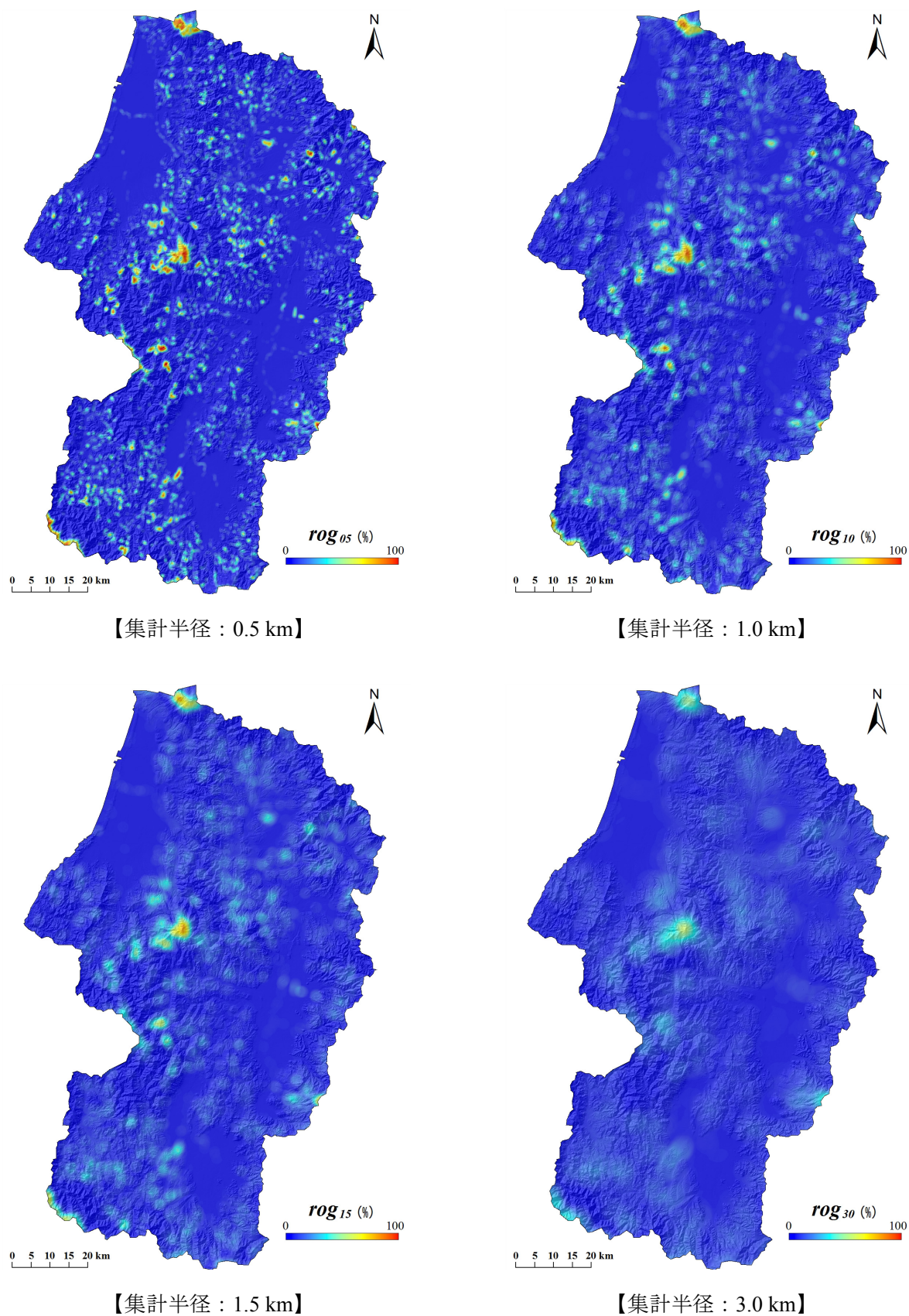


図 3.6 (13) 伐開地・装置 (rog) の状況

(4) 生息適地推定モデルの構築

1) 生息地・非生息地のサンプリング

生息適地推定モデルの構築にはロジスティック回帰分析を用いた。この際に必要となるクマタカの生息地と非生息地のサンプルデータの作成にあたっては、前述の猛禽類調査会より提供いただいた山形県内におけるクマタカの確認情報等に関するデータを用いた。ただし、生息地のサンプルデータを単に確認情報がある場所から抽出すると、確認内容が移動飛翔を目撃したに過ぎないケースも含まれるため、その場所がクマタカの生息地であるという信頼性は低い。したがって、確実に生息エリアに含まれ、かつ主要行動範囲の概ね中心に位置する場所と考えられる営巣箇所をクマタカの生息地のサンプルデータとした。提供いただいたデータには24つがい分の営巣地情報が記録されていたため、生息地のサンプルデータは24地点作成した。

一方、非生息地についてはこれまでにクマタカの確認情報が存在しない地域から抽出した。ただし、明らかにクマタカが生息しないと考えられる環境、すなわち市街地や大規模の水田・畑地などからサンプリングした場合、構築されたモデルは「山地の樹林地を生息環境とする」といった当然の特徴を強調するだけのものとなってしまう、山地のどのような環境が生息地として適しているかを表現することが難しくなるおそれがある。したがって、このような現象を可能な限り回避するため層別サンプリング法を用いた。具体的には①山形県内のクマタカ確認情報分布図において確認情報のない約5 km グリッド内から②1/50,000 現存植生図において樹林地である場所を③グリッド毎に0～数点ずつ抽出し、計50地点の非生息地のサンプルデータを作成した。

2) 環境指標と生息地適性との関連の把握

クマタカの生息環境を表現するため52個の環境指標を作成したが、これら全てがクマタカの生息地の適性と関連があるとは限らない。したがって、各指標と生息地適性との関連を把握するため、サンプリングした生息地と非生息地において指標値の間に有意な差が存在するかノンパラメトリック検定であるMann-WhitneyのU検定(Mann and Whitney 1947)を実施した。その結果有意な差がみられた指標については、生息地適性と関連がある指標と判断してモデルの構築に用いた。

3) モデルの構築

野生生物の生息適地推定手法については、在/不在データを用いるロジスティック回帰分析を含む GLM (Generalized Linear Models) のほか、在データのみを用いる ENFA (Ecological Niche Factor Analysis) などが存在する (Hirzel et al. 2002). Brotons et al. (2004) は複数種の森林性鳥類を対象に両手法を用いて生息適地推定モデルを作成し、モデルの説明力について比較を行っている。その結果、多くの場合において ENFA よりも GLM を用いたモデルの方が高い推定精度を有することを明らかにしている。特に対象種に関する不在データの信頼性が高い場合においては、GLM の方がより優れるとされている。前述のように、本研究で用いた山形県内のクマタカ確認情報等は猛禽類調査会が長期間にわたって現地調査や聞き取り調査等により収集・蓄積したものであり、不在箇所に関するデータの信頼性は高いものと考えられる。したがって、本研究ではロジスティック回帰分析を採用した。

ロジスティック回帰分析は、ある現象が発生する確率 $p_{(x)}$ をその現象の生起を説明するために観測された変数群 $x = (x_1, \dots, x_r)$ によって説明するものであり、式 (3.2) によって表される。生息適地推定モデルは実際のクマタカの生息環境を広域的な観点から定量的に表現し、それらの関係性から生息の可否を予測するものである。すなわち目的変数は 2 値 (生息地/非生息地) であり、これを複数の説明変数 (各種環境指標) を用いて予測した。

$$p_{(x)} = \frac{1}{1 + \exp\{-(\beta_0 + \beta_1 x_1 + \dots + \beta_r x_r)\}} \quad (3.2)$$

本研究では、生息地適性と関連があると判断された地形指標・植生指標を組み合わせ様々なモデルを作成し、各モデルの適合度や推定精度などから最適なモデルを選択した。その際、24 箇所の生息地・50 箇所の非生息地のサンプルデータのそれぞれ半分ずつをモデル構築用に使用し、残りの半分を精度検証に用いた。しかし、総データ数が多くないため選択されたサンプルデータによって構築されたモデルの適合度や精度が異なる可能性が考えられる。このような問題に対処するためには「生息地・非生息地のサンプルデータから半分ずつをランダムに選択し、選択されたデータを用いてモデル構築および適合度算出した後に残りのデータを用いて精度検証」の一連のプロセスを繰り返し、適合度指標や精度指標の平均値および標準誤差を用いて各モデルの比較を行うことが望ましい。そのため、本研究では 10,000 回の繰り返し計算を行った。ただし、このようなサンプリングによる繰り返し処理を生息地適性と関連があると判断された指標の全組み合わせ (約 11 万通り) について行うことは、膨大な計算時間が必要となるため難しい。したがって、まず指標の全組み合わせに対して全てのサンプルデータを用いてモデルを構築し、適合度の高い順に上から 10 通りの指標の組み合わせを求めた。次に、これら 10 通りの組み合わせ

について上記の繰り返し処理を実施し、その結果に基づいて最適なモデルを選択した。この際、適合度指標については赤池の情報量規準 (Akaike's Information Criterion, 以下 AIC) を用いた。

なお、地形指標・植生指標の中には相関のある組み合わせがいくつか存在する。相関のある指標を組み合わせるとロジスティック回帰分析を行った場合、偏回帰係数が求まらない、偏回帰係数の標準誤差が非常に大きくなる、各指標値と生息地適性との単相関の符号と回帰係数の符号が逆転するなどの多重共線性が生じる可能性が高い。このような場合、予め相関のある指標のどちらか一方を削除し多重共線性が起きる可能性を減少させることが一般的である。しかし本研究では以下の二つの理由から、事前に指標の削除をせず、全ての組み合わせについてモデルを構築した後、多重共線性が生じるモデルを除外することとした。一つは「相関がある指標同士でも生息地適性の説明力は同じとは限らず、その優劣は実際にモデルを構築し適合度や精度等を比較しなければわからないため」であり、もう一つは「相関の低い指標同士であっても3つ以上組み合わせるとモデルを構築した場合に多重共線性が生じるケースが多く、相関の程度に関わらず多重共線性のチェック作業が必要となるため」である。

4) モデルの精度検証

通常、ロジスティック回帰モデルの精度検証では算出された確率が0.5以上の場合を対象とする事象が発生したこととし、0.5未満の場合が発生しなかったこととするケースが多い。したがって本研究においても確率0.5を閾値として生息適地と生息不適地に分類し、検証用サンプルデータと分類結果とのエラーマトリックスを作成した。このエラーマトリックスについて Producer's accuracy, User's accuracy, Overall accuracy, kappa 統計量を算出し精度検証を行った。

Producer's accuracy とは実際のサンプルデータのうちどれだけが分類結果と一致したかを示し、User's accuracy とは分類結果のうちどれだけが正しく分類されたかを示す。Overall accuracy とは正しく分類されたサンプルデータの全体に対する比率である。

また、kappa 統計量は分類結果と実際のサンプルデータとの一致度を示す指標であり、無作為な割り当てをどれだけ回避しているかが考慮されている。値が1に近いほど一致度が高く、0.4~0.8で適度な一致を、0.8以上で強い一致を表すとされている (Congalton and Green 1999; Lillesand and Kiefer 2000)。ただし、閾値である確率0.5については必ずしも十分な生態学的根拠があるわけではなく (Liu et al. 2005)、仮に閾値を変えた場合はエラーマトリックスの値が変化するため、各種 accuracy の値や kappa 統計量の値も変化する。そのため、閾値によらずにモデル全体の当てはまりを示すことができる ROC (Receiver Operating Characteristic) 曲線の AUC (Area Under Curve) を精度評価の指標として並行して用いることが近年の生息適地推定モデルにおいては一般的となっている (例えば, Fielding and Bell 1997; Pearce and Ferrier 2000; Manel et al. 2001)。

ROC 曲線とはエラーマトリックスから求まる敏感度を縦軸に、偽陽性率（1-特異度）を横軸にとり、確率 p の閾値を 0~1 まで変化させた時のそれぞれの値をプロットすることにより得られる曲線である。AUC はこの ROC 曲線の下部の面積を表すもので 0.5~1 の値をとり、通常は 0.5~0.7 では精度が低いことを、0.7~0.9 では妥当な精度であることを、0.9 以上では高い精度であることを示すとされている (Pearce and Ferrier 2000)。したがって本研究においても各種 accuracy や kappa 統計量と併せて AUC も算出し精度検証を行った。

5) 最適モデルによる生息適地分布図の作成と検証

選択された最適モデルを用いて山形県内の全グリッドについて p 値を算出し、 $p \geq 0.5$ となるグリッドを生息適地として生息適地分布図を作成した。さらに、この図を猛禽類調査会より提供いただいた確認情報分布図と比較することにより、生息適地分布図としての精度検証を行った。なお、生息適地分布図のグリッドサイズは 50 m であるが確認情報分布図は 5 km グリッドのため、比較にあたっては生息適地分布図についても同サイズに変換した。確認情報分布図では、グリッド内に確認記録や目撃情報が存在していれば当該グリッドを確認情報のある地域として取り扱っている。したがってこれに合わせるため、生息適地分布図を変換する際にも 5 km グリッド内に生息適地が存在していれば当該グリッドを生息適地として扱うこととした。この比較結果についても Producer's accuracy, User's accuracy, Overall accuracy, kappa 統計量および AUC を用いて精度検証を行った。

なお、本研究では広域環境データの作成・解析にあたり GIS ソフト ArcGIS9.3 (ESRI 社製) を、生息適地条件の推定にあたり統計解析ソフト SPSS12.0 (SPSS 社製) および R Ver 2.15.3 (R Development Core Team 2013) を用いた。

3.3 結果

3.3.1 環境指標と生息地適性との関連

表 3.1 に示した各種の地形・植生指標について、サンプリングした生息地と非生息地における指標値の間に有意な差が存在するか、全サンプルデータを用いてノンパラメトリック検定（Mann-Whitney の U 検定）を実施した。その結果、表 3.2 に示すように 28 個の指標について有意性がみられた（漸近有意確率（両側） <0.05 ）。

表 3.2 クマタカの生息地適性と各指標値の有意差の検定結果

	<i>val</i> _{0.5}	<i>esd</i> _{0.5}	<i>div</i> _{0.5}	<i>eav</i> _{0.5}	<i>sav</i> _{0.5}	<i>ema</i> _{0.5}	<i>emi</i> _{0.5}	<i>rel</i> _{0.5}	<i>stp</i> _{0.5}	<i>rco</i> _{0.5}	<i>rbr</i> _{0.5}	<i>rcb</i> _{0.5}	<i>rgo</i> _{0.5}
Mann-Whitney の U	150	412	598	481	363	436	512	408	272	529.5	300	364	569
標準正規変量 Z	-5.20	-2.17	-0.02	-1.37	-2.74	-1.89	-1.02	-2.22	-3.80	-0.82	-3.46	-2.73	-0.39
漸近有意確率（両側）	0.000	0.030	0.982	0.169	0.006	0.058	0.310	0.027	0.000	0.415	0.001	0.006	0.696
	<i>val</i> _{1.0}	<i>esd</i> _{1.0}	<i>div</i> _{1.0}	<i>eav</i> _{1.0}	<i>sav</i> _{1.0}	<i>ema</i> _{1.0}	<i>emi</i> _{1.0}	<i>rel</i> _{1.0}	<i>stp</i> _{1.0}	<i>rco</i> _{1.0}	<i>rbr</i> _{1.0}	<i>rcb</i> _{1.0}	<i>rgo</i> _{1.0}
Mann-Whitney の U	148	449	482	432	336	413	505	449	251.5	562	228.5	258	465.5
標準正規変量 Z	-5.22	-1.74	-1.36	-1.94	-3.05	-2.16	-1.10	-1.74	-4.03	-0.44	-4.29	-3.95	-1.56
漸近有意確率（両側）	0.000	0.081	0.173	0.052	0.002	0.031	0.273	0.081	0.000	0.661	0.000	0.000	0.120
	<i>val</i> _{1.5}	<i>esd</i> _{1.5}	<i>div</i> _{1.5}	<i>eav</i> _{1.5}	<i>sav</i> _{1.5}	<i>ema</i> _{1.5}	<i>emi</i> _{1.5}	<i>rel</i> _{1.5}	<i>stp</i> _{1.5}	<i>rco</i> _{1.5}	<i>rbr</i> _{1.5}	<i>rcb</i> _{1.5}	<i>rgo</i> _{1.5}
Mann-Whitney の U	110	480	446	414	287	415	503	463	257.5	565.5	159.5	154	426.5
標準正規変量 Z	-5.66	-1.39	-1.78	-2.15	-3.61	-2.14	-1.12	-1.58	-3.96	-0.40	-5.09	-5.15	-2.00
漸近有意確率（両側）	0.000	0.166	0.075	0.032	0.000	0.033	0.263	0.114	0.000	0.690	0.000	0.000	0.045
	<i>val</i> _{3.0}	<i>esd</i> _{3.0}	<i>div</i> _{3.0}	<i>eav</i> _{3.0}	<i>sav</i> _{3.0}	<i>ema</i> _{3.0}	<i>emi</i> _{3.0}	<i>rel</i> _{3.0}	<i>stp</i> _{3.0}	<i>rco</i> _{3.0}	<i>rbr</i> _{3.0}	<i>rcb</i> _{3.0}	<i>rgo</i> _{3.0}
Mann-Whitney の U	122	508	500.5	417	222	419	568	467	222	443	57	68	435.5
標準正規変量 Z	-5.52	-1.06	-1.15	-2.11	-4.37	-2.09	-0.37	-1.54	-4.37	-1.81	-6.27	-6.14	-1.90
漸近有意確率（両側）	0.000	0.288	0.251	0.035	0.000	0.037	0.712	0.125	0.000	0.070	0.000	0.000	0.057

備考：各指標の略号については表 3.1 を参照。網掛けされた指標は漸近有意確率（両側） <0.05 である。

3.3.2 生息適地推定モデルの構築

有意性が確認された28個の指標を説明変数とし、全ての組み合わせについて生息地と非生息地の全サンプルデータを用いてロジスティック回帰分析によりモデルを構築した。ただし、集計半径の異なる同種の指標や、樹林地面積率に関わる $rco \cdot rbr \cdot rcb$ の3種の指標については同時に組み合わせないものとした。全モデルのうち適合度の高い（即ちAICの低い）上位10組を表3.3に示す。最も適合度の高いモデルは $val_{1.0} + rcb_{3.0}$ の組み合わせであった。また、上位10組の大半は $val + rcb$ の組み合わせであった。なお、指標を3つ以上組み合わせたモデルについては、その多くに多重共線性が見られた。

表 3.3 モデルの適合度が高い上位10組の指標の組み合わせ

適合度 順位	AIC	指標の 組み合わせ
1	32.49	$val_{1.0} + rcb_{3.0}$
2	33.12	$val_{0.5} + rcb_{3.0}$
3	35.04	$val_{1.5} + rcb_{3.0}$
4	37.54	$val_{3.0} + rcb_{3.0}$
5	39.95	$sav_{3.0} + rcb_{3.0}$
6	42.03	$sav_{1.5} + rcb_{3.0}$
7	43.04	$val_{0.5} + rcb_{1.5}$
8	43.05	$stp_{3.0} + rcb_{3.0}$
9	43.55	$val_{3.0} + rcb_{1.5}$
10	43.84	$val_{1.5} + rcb_{1.5}$

次に、これら10組の組み合わせを用いて、リサンプリングによるモデル構築と精度検証の繰り返し処理をそれぞれ10,000回ずつ実施した（表3.4）。モデルの適合度については、全サンプルデータを用いた場合と同様に $val_{1.0} + rcb_{3.0}$ の組み合わせが最も高かった。その他の組み合わせについても、一部（ $val_{0.5} + rcb_{3.0}$ と $val_{1.5} + rcb_{3.0}$ および $val_{0.5} + rcb_{1.5}$ と $val_{3.0} + rcb_{1.5}$ ）の順位が全サンプルデータを用いた場合と入れ替わるものの、それ以外については適合度の順位は同じであった。精度指標については、User's accuracy は生息適地については78.4%～90.6%，生息不適地については91.3%～94.7%であり、いずれの組み合わせについても生息不適地の方が生息適地よりも高い精度を示した。Producer's accuracy は生息適地については80.6%～88.4%，生息不適地については88.5%～94.9%であり、User's accuracy と同様に全ての組み合わせにおいて生息不適地の方が生息適地よりも推定精度が高くなった。また、Overall accuracy は86.9%～92.8%であった。kappa 統計

量については $val_{1.0} + rcb_{3.0}$ と $val_{0.5} + rcb_{3.0}$ の2つの組み合わせにおいて0.8以上となり、その他の8つの組み合わせについても0.7以上と高い値を示した。AUCの値は0.94~0.97であり、いずれのモデルも高精度であることを示すとされる0.9以上となった。

この中で最適モデルとしては、適合度（AIC）の点からは $val_{1.0} + rcb_{3.0}$ の組み合わせが、各 accuracy および kappa 統計量の点からは $val_{0.5} + rcb_{3.0}$ の組み合わせが選ばれた。ただし両者の各精度指標の差はごくわずかであることから、全サンプルデータ使用によるモデル構築時とリサンプリングによるモデル構築時の両方において適合度が最も高い $val_{1.0} + rcb_{3.0}$ の組み合わせを最適モデルとして選択した。その回帰式は以下の式（3.3）のとおりである。なお式内の偏回帰係数および定数項については10,000回分の平均値を用いた。

$$p = \frac{1}{1 + \exp\{-(-22.99 + 8.128val_{1.0} + 0.187rcb_{3.0})\}} \quad (3.3)$$

表 3.4 リサンプリングによるモデル構築・精度検証の 10,000 回繰り返し結果

適合度順位 リサンプリング	全サンプル データ使用	指標の 組合せ	AIC	User's accuracy (%)		Producer's accuracy (%)		Overall accuracy (%)	kappa 統計量	AUC
				生息 適地	生息 不適地	生息 適地	生息 不適地			
1	1	$val_{1.0} + rcb_{3.0}$	19.24 (4.2×10^{-2})	89.1 (1.0×10^{-1})	94.0 (4.3×10^{-2})	86.9 (1.0×10^{-1})	94.1 (6.2×10^{-2})	91.8 (3.8×10^{-2})	0.81 (8.5×10^{-4})	0.97 (2.1×10^{-4})
2	3	$val_{1.5} + rcb_{3.0}$	20.00 (4.4×10^{-2})	85.0 (8.2×10^{-2})	94.1 (4.1×10^{-2})	87.4 (9.4×10^{-2})	92.1 (5.2×10^{-2})	90.6 (3.6×10^{-2})	0.79 (8.0×10^{-4})	0.97 (2.4×10^{-4})
3	2	$val_{0.5} + rcb_{3.0}$	20.06 (4.1×10^{-2})	90.6 (9.9×10^{-2})	94.7 (4.7×10^{-2})	88.3 (1.1×10^{-1})	94.9 (6.0×10^{-2})	92.8 (4.0×10^{-2})	0.83 (9.0×10^{-4})	0.97 (2.6×10^{-4})
4	4	$val_{3.0} + rcb_{3.0}$	21.06 (4.5×10^{-2})	83.0 (7.8×10^{-2})	94.4 (3.6×10^{-2})	88.4 (8.0×10^{-2})	90.8 (5.2×10^{-2})	90.0 (3.6×10^{-2})	0.78 (7.9×10^{-4})	0.96 (3.1×10^{-4})
5	5	$sav_{3.0} + rcb_{3.0}$	22.12 (4.5×10^{-2})	81.7 (7.7×10^{-2})	93.7 (3.9×10^{-2})	86.9 (8.9×10^{-2})	90.2 (5.0×10^{-2})	89.1 (3.8×10^{-2})	0.76 (8.5×10^{-4})	0.95 (2.9×10^{-4})
6	6	$sav_{1.5} + rcb_{3.0}$	22.93 (4.7×10^{-2})	82.2 (8.2×10^{-2})	92.8 (4.2×10^{-2})	84.8 (9.7×10^{-2})	90.7 (5.2×10^{-2})	88.8 (3.9×10^{-2})	0.75 (8.9×10^{-4})	0.94 (3.1×10^{-4})
7	9	$val_{3.0} + rcb_{1.5}$	23.50 (5.3×10^{-2})	82.3 (9.0×10^{-2})	93.0 (5.1×10^{-2})	84.9 (1.2×10^{-1})	90.4 (6.2×10^{-2})	88.6 (4.0×10^{-2})	0.74 (9.2×10^{-4})	0.94 (3.4×10^{-4})
8	8	$stp_{3.0} + rcb_{3.0}$	23.52 (4.4×10^{-2})	78.4 (7.6×10^{-2})	92.0 (4.7×10^{-2})	83.4 (1.1×10^{-1})	88.5 (5.2×10^{-2})	86.9 (4.2×10^{-2})	0.71 (9.6×10^{-4})	0.94 (3.4×10^{-4})
9	7	$val_{0.5} + rcb_{1.5}$	23.86 (4.8×10^{-2})	84.0 (9.4×10^{-2})	91.9 (4.7×10^{-2})	82.5 (1.1×10^{-1})	91.8 (5.8×10^{-2})	88.8 (4.2×10^{-2})	0.74 (9.7×10^{-4})	0.95 (3.3×10^{-4})
10	10	$val_{1.5} + rcb_{1.5}$	24.13 (4.8×10^{-2})	83.0 (1.2×10^{-1})	91.3 (5.9×10^{-2})	80.6 (1.5×10^{-1})	90.7 (7.8×10^{-2})	87.5 (4.4×10^{-2})	0.71 (1.0×10^{-3})	0.94 (3.3×10^{-4})

備考：上段の数値は平均値，下段の括弧内の数値は標準誤差である。

3.4 最適モデルによる生息適地分布図の作成と検証

選ばれた最適モデルを用いて山形県内の生息適地分布図を作成した（図 3.7）。生息適地は神室山地，舟形・蔵王山地，丁岳山地，朝日山地，飯豊山地など谷地形が入り組んだ山地を中心に分布している。一方，庄内平野，山形盆地，米沢盆地などの平地およびその周囲の丘陵地にかけては生息不適地が広がっている。また，山地地形でありながらも森林が十分に発達せずに低木群落・草地が広がっている月山・鳥海山・朝日山地の高標高部についても生息不適地として推定されていることなどからも，分布状況を見た限りではクマタカの生息適地を概ね妥当に表現できているものと思われる。

さらに，推定された生息適地分布図を 5 km グリッド化したものと確認情報分布図について重ね合わせによる比較を行った（図 3.8）。新庄盆地や鮭川村東部の平地，庄内平野東部や山形盆地南部および東部の平地や丘陵地などを除けば生息適地グリッドと確認情報グリッドの分布は概ね一致していると言える。特に分布がまとまっている地域については両図の間に大きな差異はない。

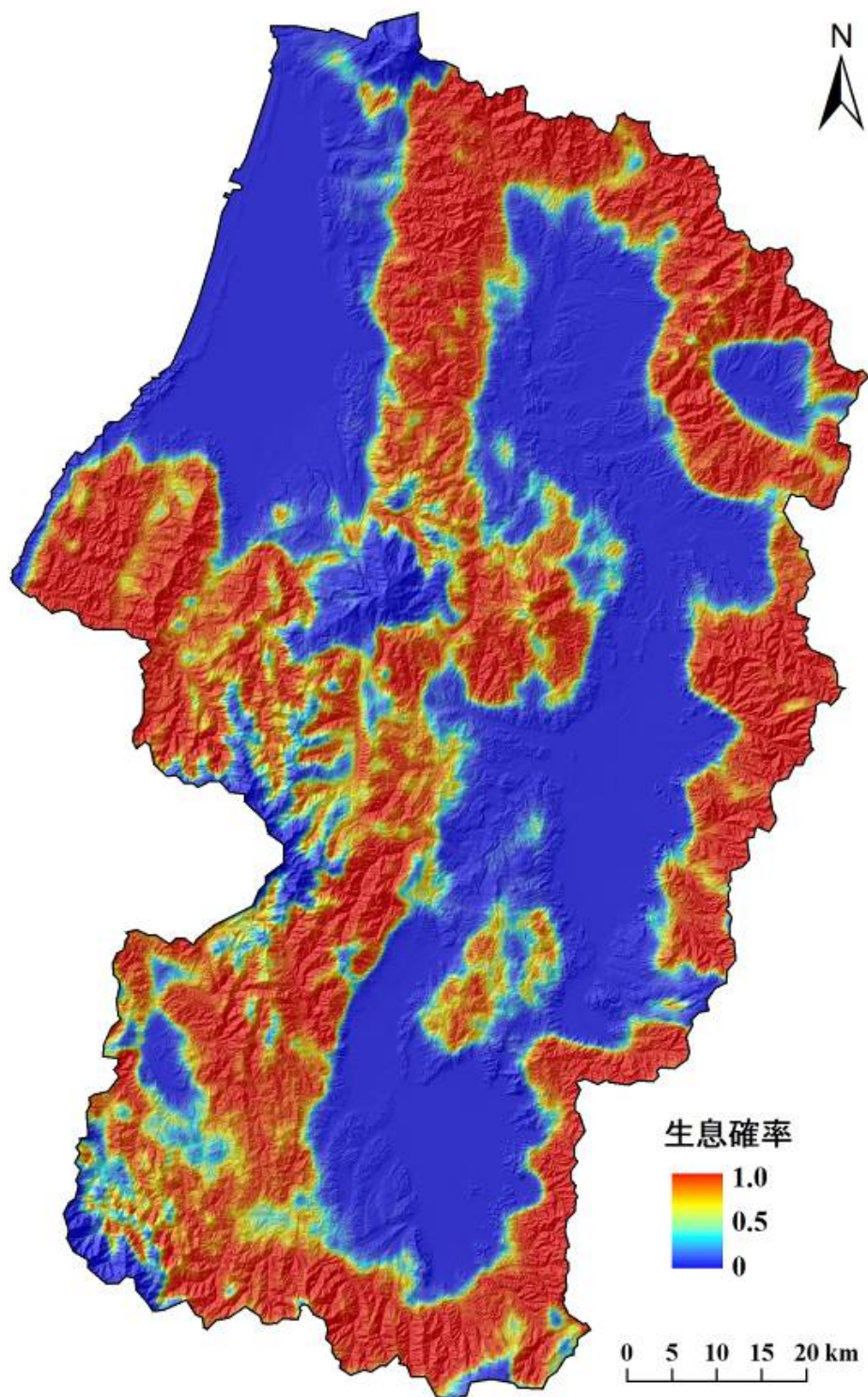


図 3.7 推定された生息適地分布図

(地形との関係をわかりやすくするため標高データから作成した陰影図と重ね合わせて表示)

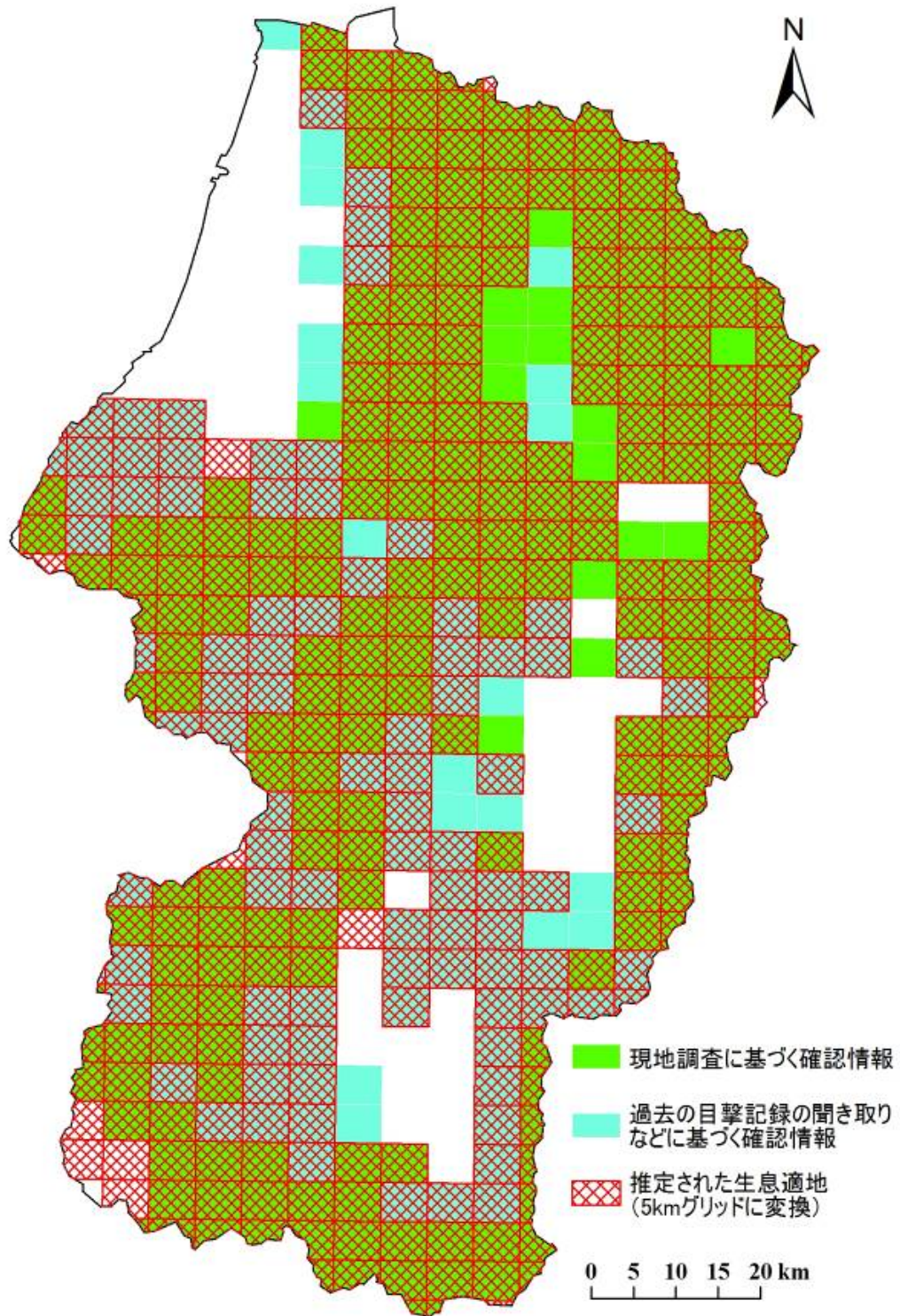


図 3.8 推定された生息適地分布図と確認情報分布図との重ね合わせ結果
(生息適地分布図については 5 km グリッド化を行った)

生息適地分布図と確認情報分布図のエラーマトリックスおよび Producer's accuracy, User's accuracy, Overall accuracy, kappa 統計量, AUC を表 3.5 に示す. User's accuracy は生息適地については 96.3 %, 生息不適地については 64.2 %, Producer's accuracy は生息適地については 90.2 %, 生息不適地については 83.6 %であり, Overall accuracy は 89.0 %であった. 生息不適地の User's accuracy がやや低いものの, それ以外については概ね高い値を示していた. また, kappa 統計量については 0.66 と適度な一致を示すとされる値であった. AUC については高い精度を示すとされている 0.9 以上には及ばなかったものの 0.89 と高い値であった. なお, 確認情報分布図を用いた精度検証と上記のサンプルデータを用いた精度検証では, 精度指標の値は逆の傾向を示し, User's accuracy, Producer's accuracy とともに生息不適地が生息適地よりも低くなった.

表 3.5 5km グリッド化した生息適地分布図と確認情報分布図の比較結果

		確認情報分布図			User's accuracy
		確認情報あり	確認情報なし	計	
生息適地分布図	生息適地	312	12	324	96.3%
	生息不適地	34	61	95	64.2%
	計	346	73	419	
	Producer's accuracy	90.2%	83.6%		
	Overall accuracy	89.0%			
	kappa統計量	0.66	AUC	0.89	

3.5 考察

3.5.1 最適モデルにおける環境指標

本研究では、地形および植生に関する各種の指標を用いて、適合度や推定精度から評価を行い最適な生息適地推定モデルを構築した。その結果、 $val_{1.0} + rcb_{3.0}$ の組み合わせが最適なモデルとして選択された。すなわち、周辺半径 1 km の谷地形の分布状況と周辺半径 3 km の樹林地の面積割合の2つの指標がクマタカの生息環境を表現するのに重要であると言える。この2つの指標が選択された理由として、クマタカの行動圏の地形的構造や営巣・採餌特性が考えられる。

森本・飯田 (1992) は広島県の 18 つがいのクマタカを対象にその生息環境の特徴を調査し、13 つがい (72.2 %) の行動圏の主要部を大きな谷が占めていたことから、クマタカの行動圏の地形的構成要素として大きな谷が重要であるとしている。また、行動圏の境界が全て尾根であったことから、クマタカが谷を単位として生活していると指摘している。山崎ほか (1994, 1995) は鈴鹿山脈に生息する 18 つがいのクマタカの営巣地について調査を実施しており、営巣場所の全てが生息地域の最低-最高標高の中間より低い位置、すなわち生息地域内の低所に存在していたと報告している。また、テレメトリー調査も実施しており、採餌行動のほとんどが河川から立ち上がる斜面や河川から派生する谷を挟む斜面で行われていたと指摘している。以上より、クマタカは生息地域の低所すなわち谷地形の下部に営巣し、行動圏内に広がる大きな谷の斜面において採餌行動を行う傾向があると言える。このような谷地形と密接な関係にある生態的特性を反映して、谷地形の分布状況を表す谷空間指数が指標として選択されたものと考えられる。なお、4 通りの集計半径の中から半径 1 km が選択されており、この面積 (約 3 km²) はクマタカのペア形成・産卵・育雛のために必要な範囲である繁殖テリトリーの一般的な大きさに概ね一致する (クマタカ生態研究グループ 2000)。このことから、特に繁殖テリトリー内に谷地形が存在することが生息環境として重要ではないかと推測される。

また、クマタカの餌動物に関する調査・研究 (たとえば、森本・飯田 1992 ; 山崎ほか 1994 ; 柏原・名波 2005 など) により、代表的な餌動物はノウサギ・ヘビ類・ヤマドリ・カケス等の様々な中小動物であることが明らかとなっている。これらの多様な餌動物が生息可能な森林が広く分布していることがクマタカの生息に重要であることから、樹林地の面積割合を表す指標が選択されたものと考えられる。また、集計半径としては 3 km が選択されており、行動圏内の広範囲に樹林地が存在していることが生息環境として好ましいことを示唆していると思われる。

なお、この 3 km は本研究で用いた集計半径の最大値であり、より広い集計半径を用いた場合に前述の最適モデルより AIC が低くなる可能性が考えられる。しかし、これまで多数の行動圏調査が実施されているが、その大半において行動圏面積は 11~25 km² 程度となっている (環境庁 1996 ; クマタカ生態研究グループ 2000 ; 日本鳥類保護連盟 2006 ; 環境省 2012)。集計半径を仮

に4 kmとすると、その集計範囲は約50 km²となり、クマタカの行動圏面積を大幅に上回る。したがって、樹林地の面積割合の集計半径をさらに広げることでモデルのAICが低下しても、それが必ずしもクマタカの生態を適切に反映したモデルとは限らないと考えられる。そのため、本研究では集計半径は3 kmまでとした。

3.5.2 その他の環境指標と生息地適性との関わり

表2に示したように、全52個の指標のうち28個についてサンプリングした生息適地と生息不適地における値の間に有意な差が見られ、クマタカの生息地適性と関連があるものと考えられた。特に傾斜に関する指標(*sav, stp*)については8個全てに有意な差が見られたが、標高に関する指標(*eav, esd, ema, emi, rel*)については20個のうち7個にしか有意な差が見られなかった。また、表3.3にモデル適合度が高い上位10組の指標の組み合わせを示したが、その中に標高に関する指標は含まれていなかった。一般にクマタカは標高の高い山地に生息するが、森林限界を超えた高標高の亜高山帯では樹林地が少なくなりクマタカの生息に適さないことも多い。本研究においては、これらの高標高地から非生息地のサンプルデータを取得した一方、市街地や農地が卓越する低標高の平野や盆地においては樹林地が少ないため非生息地のサンプルデータをあまり取得していない。これらのことが、鈴木ほか(2001)や伊藤ほか(2004)のモデルと比べ、本研究において標高に関する指標が選ばれにくくなった理由と考えられた。一方、山地は平地よりも基本的に急傾斜であるが、標高が高いほど急になるわけではない。谷が開析した標高400~500 m程度の山地の方が、高標高であるが谷の開析が少ない山地よりも急傾斜地が卓越することもあり。このため、傾斜に関する指標の方が標高に関する指標よりも谷が開析した山地の地形的特徴を表現しており、クマタカの生息地適性との関連が高くなったと推察された。

植生については、針葉樹林の面積割合は全ての集計半径において生息地適性との関連は見られなかった。これは前述したクマタカの餌動物の生息環境が主に広葉樹林であることによるものと考えられる。しかし、最適モデルに選択された指標は広葉樹林のみの面積割合ではなく広葉樹林と針葉樹林を合わせた樹林地全体の面積割合であった。すなわち、クマタカの生息地の植生としては広葉樹林の存在が最も重要であるが、針葉樹林もある程度補助的役割を果たしているものと推察される。これには二種類の要因が考えられる。一つは針葉樹人工林における混交林化の進行である。東北地方日本海側の豪雪・多雪地帯の山地には、雪圧害等の影響により経済林として成林し得ない不成績造林地と呼ばれる針葉樹人工林が広く分布している。これらの不成績造林地では針葉樹の消失と生育不良により樹冠の閉鎖が進まないため、広葉樹が侵入し針広混交林化がみられている(豪雪地帯林業技術開発協議会 2000)。このような混交林化により針葉樹人工林内にもクマタカの餌動物が生息するようになり、採餌場所として利用されている可能性が考えられる。

また逆に、針葉樹人工林の適切な管理も上記の要因の一つと考えられる。飯田ほか(2007)によると、クマタカの繁殖には餌動物の生息空間である広葉樹林が重要であるが、針葉樹の人工林であっても適度な伐採が行われている幼齢林や間伐・枝打ち・林床管理が行われている林分は採餌場所となり得るとされている。

3.5.3 モデルの精度

本研究では2種類の精度検証を実施した。一つは、前項に示したリサンプリングによる繰り返し処理内における半分の検証用サンプルデータを用いた精度検証である。もう一つは、最適モデルを用いて作成した生息適地分布図と山形県内の確認情報分布図の比較による精度検証である。

(1) 検証用サンプルデータを用いた精度検証

検証用サンプルデータを用いた最適モデルの精度検証の結果を表3.4に示す。User's accuracy が生息適地で89.1%, 生息不適地で94.0%, Producer's accuracy が生息適地で86.9%, 生息不適地で94.1%, Overall accuracy が91.8%となっており、全体的に高い値となっていた。また、kappa 統計量は0.81であり、分類結果の強い一致を表すとされている0.8以上の値を示していた。AUCについても0.97となっており高い精度であることを示すとされている0.9以上であった。これらの精度指標の値より最適モデルは高い精度を有しているものと言える。なお、User's accuracy・Producer's accuracy の標準誤差については、生息不適地よりも生息適地の方が高い値となっている。これについては、サンプルデータの個数が非生息地(50個)よりも生息地(24個)の方が少ないため、モデル構築および精度検証の際におけるサンプルデータの選択結果が生息適地の両accuracyにより影響が出やすいことが原因の一つと考えられる。また、推定された生息適地の中には面積的なまとまりが小さなものはいくつか飛び地的に点在している。クマタカ生態研究グループ(2000)によると、クマタカが継続して繁殖を行い生息を続けていくには数ペアが生息できる規模の広さを有する山地森林域が必要であるとされている。したがって、具体的な必要面積・規模等については明らかとなっていないため閾値を設定し判別することは現時点では難しいが、まとまりの小さな生息適地のいくつかは長期的なクマタカの生息域たりえない可能性がある。逆に、面積的に十分なまとまりのある生息適地については、よりクマタカ個体群を維持できる環境として今後分断されることの無いよう優先的に保護すべき地域であると考えられる。

(2) 生息適地分布図と確認情報分布図の比較による精度検証

生息適地分布図と確認情報分布図の比較による精度検証の結果を表3.5に示す。生息不適地のUser's accuracy と kappa 統計量の値を除けば概ね高い精度が確認された。生息不適地のUser's

accuracy および kappa 統計量の値が低い理由として、生息不適地として分類されたグリッドの多く（約 35 %）において確認情報が存在していたことが挙げられる。具体的には新庄盆地や鮭川村東部の平地、庄内平野東部や山形盆地南部および東部の平地や丘陵地などの地域である。ただし、確認情報の存在するグリッドはその確認方法に応じて 2 種類存在するが、いずれのグリッドにおいても必ずしもクマタカが生息しているとは限らず、テリトリーを外れて移動する個体や分散過程の個体が確認されただけの非生息地域である可能性も存在する。生息不適地とされた地域の大半は地形的になだらかで開けた場所が多くクマタカの生息に最適な環境とは言い難い地域であるため、個体の移動等が確認されただけの非生息地域であることも考えられる。ただし、このうちの数個のグリッドにおいては過去に繁殖つがいの生息が確認されている。今後、それらの繁殖つがいの生息位置情報が入手できれば、サンプルデータに組み込むことで、モデルの精度向上が期待できる。

以上の精度検証結果より、一部の平地や丘陵地において確認情報分布図との間に不一致が生じているものの、本研究で構築した生息適地推定モデルはクマタカの生息に必要な環境条件を適切に表現しており、かつその広がりの詳細な解像度で推定できているものと言える。

3.5.4 最適モデル選択手法の有効性

本研究では膨大な計算時間を短縮するため、まず全サンプルデータを用いて全指標の組み合わせ（約 11 万通り）についてモデルを作成し、次に適合度の高い上位 10 組の組み合わせのみについてリサンプリングによるモデル構築・精度検証の繰り返し計算処理を行うことで最適モデルを選択した。この手法により「約 11 万通り×10,000 回の計算処理」を「(約 11 万通り×1 回) + (10 通り×10,000 回) の計算処理」に大幅に減らすことが可能となった。さらに、表 3.3 および表 3.4 のように、全サンプルデータを用いた場合とリサンプリングによる繰り返し処理を行った場合において 10 個のモデルの適合度の順序に大きな変化は見られず、各種精度指標についても概ね適合度の順序どおりであったことから、最適モデルを選択するには全サンプルデータを用いた場合の適合度上位 10 組について繰り返し計算処理をすればほぼ十分であると推察される。以上より、本研究で用いた最適モデルの選択手法は妥当であり、計算時間の大幅な短縮に有効であると言える。

3.6 まとめ

今後のクマタカの保全・保護対策の検討・実施に資することを目的として、クマタカの生息適地を地形・植生環境に基づき解像度 50 m で推定するモデルを構築するとともに、山形県内における生息適地の分布図を作成した。

本研究ではクマタカの生息環境をよりの確に表現するため、9種類の地形指標と4種の植生指標を作成した。特に地形指標については、従来の研究で主に用いられてきたものに加え、クマタカの生息に重要な谷地形の分布状況を表す指標等のいくつかの新たな指標を導入した。さらに、それぞれの指標について表現する範囲を4通り設定することで、全部で52個の環境指標を作成した。

モデルの構築にあたっては、52個の環境指標を組み合わせて様々なロジスティック回帰モデルを作成し、それぞれの適合度や推定精度等を比較することで最適モデルを選択した。最適モデルの選択に際しては、まず全サンプルデータを用いて全指標の組み合わせ（約11万通り）についてモデルを作成し、そのうちの適合度の高い上位10組の組み合わせについてののみサンプリングによるモデル構築・精度検証の繰り返し処理を行うことで膨大な計算時間の短縮を図った。その結果、 $val_{1.0} + rcb_{3.0}$ の組み合わせが最適なモデルとして選択され、周辺半径1 kmの谷地形の分布状況と周辺半径3 kmの樹林地の面積割合の2つの指標がクマタカの生息環境を表現するのに重要であることが示唆された。

最適モデルの精度については、サンプルデータを用いた精度検証において各精度指標はいずれも高い値を示していた。また最適モデルにより作成した生息適地分布図とクマタカ確認情報分布図を比較した結果についても、平地・丘陵地の一部地域を除けば概ね高い精度で一致していた。

以上より、本研究で構築したモデルは、クマタカの生息適地とその分布を詳細な解像度で高精度に推定できていると言える。

3.7 研究成果の活用等

3.7.1 生息適地推定モデルの他地域への適用

本研究で構築した生息適地推定モデルは山形県を対象地域としたものである。ただし、地形・植生状況等が類似した近隣県についてはクマタカの生息環境も類似していると推察されるため、本モデルがそのまま適用できる可能性が高い。

一方、山形県と比較するとなだらかな地形が多い北海道や、山形県と気候・植生帯に差異のある九州地方については、クマタカの生息環境も若干異なる可能性が考えられる。したがって、これらの山形県と環境特性が異なる地域にモデルを適用する場合は、当該地域におけるクマタカの生息箇所および非生息箇所のサンプルデータを収集し、それらを用いてモデルを再構築する必要がある。

3.7.2 生息適地推定モデルの環境アセスメントへの活用

「第2章 希少猛禽類クマタカについて」でも述べたように、希少猛禽類であるクマタカは国内の環境アセスメントにおいて保全対象として取り上げられるケースが多い。ただし、これまでわが国の環境アセスメントは事業計画策定後の事業実施段階において行われていたため、事業の位置・規模、施設の配置・構造等の変更といった抜本的な保全対策の実施は困難であった。

しかし、平成23年の環境影響評価法の改正に伴い、今後の環境アセスメントでは事業計画段階から環境配慮事項を検討すること（計画段階配慮）が定められ、希少野生生物の生息地を回避して事業位置を設定するなどの様々な配慮策が期待される。計画段階での配慮策の検討において、生息適地推定モデルにより当該地域のクマタカ生息適地分布図を作成し、それに基づき事業計画を策定することで、従来の環境アセスメントよりもさらにクマタカへの影響が回避・低減されることが期待される。

3.7.3 各種空間情報の生息適地推定モデル構築への活用

本研究では、数値地図 50 m メッシュ（標高）や環境省により作成された植生図といった既存の空間情報を活用し、クマタカの生息適地推定モデルを構築した。一般的に入手可能な空間情報としては、これらのほかに衛星画像や航空機搭載型レーザスキャナによる地表計測データ等が挙げられる。特に衛星画像については更新頻度が高く、可視画像だけでなく各波長帯の画像が撮影されているため、対象地域の現況を多様な観点から把握・表現することが可能であり、様々な生物の生息適地推定モデルに活用可能と考えられる。

なお、小型動物など対象種の生息空間スケールが小さい場合、空間スケールの大きな衛星画像

や航空機搭載型レーザスキャナの計測データではこれらの生息環境を表現することは困難である。地上設置型レーザスキャナや小型マルチコプターは広範囲の計測には不適であるが、高解像度の空間情報が取得できるため、これらの計測機器を活用することで小型動物の生息環境を表現することが可能となる。

【参考文献】

- Austin, G. E., Thomas, C. J., Houston, D. C. and Thompson, D. B. A. .1996. Predicting the spatial distribution of buzzard *Buteo buteo* nesting areas using a geographical information system and remote sensing. *Journal of Applied Ecology* 33: 1541-1550.
- Brotons, L., Thuiller, W., Araújo, B. and Hirzel, H. 2004. Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. *Ecography* 27: 437-448.
- Congalton, R. G. and Green, K. 1999. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices*. 160 pp. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Fielding, A. H. and Bell, J. F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24(1): 38-49.
- 豪雪地帯林業技術開発協議会編. 2000. 雪国の森林づくり—スギ造林の現状と広葉樹の活用—. 189 pp. 日本林業調査会.
- Hanowski, J. M., Christian, D. P. and Niemi, G. J. 2000. Landscape requirements of prairie sharp-tailed grouse *Tympanuchus phasianellus campestris* in Minnesota, USA. *Wildlife Biology* 6: 257-263.
- Hirzel, A. H., Hausser, J., Chessel, D. and Perrin, N. 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83 (7): 2027-2036.
- 飯田知彦・飯田繁・毛利孝之・井上晋. 2007. クマタカ *Spizaetus nipalensis* の繁殖成功率の低下と行動圏内の森林構造の変化との関係. *日本鳥学会誌* 56 (2) : 141-156.
- 伊藤健彦・三浦直子・恒川篤史. 2004. GIS を活用した岩手県におけるクマタカの分布域推定. *GIS—理論と応用* 12 (1) : 67-72.
- 環境省自然環境局野生生物課. 2012. 猛禽類保護の進め方（改訂版）—特にイヌワシ・クマタカ・オオタカについて—. 86pp.
- 柏原聡・名波義昭. 2005. ビデオモニタリングによるクマタカの繁殖生態解析. *ダム技術* 223:28-39.
- クマタカ生態研究グループ. 2000. クマタカ・その保護管理の考え方. 62 pp.
- Lillesand, T. M. and Kiefer, R. W. 2000. *Classification accuracy assessment. Remote Sensing and Image Interpretation, Fourth Edition*. 568-575. John Wiley & Sons, Ink. New York..
- Liu, C., Berry, P. M., Dawson, T.P. and Pearson, R.G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28: 385-393.
- Manel, S., Williams, H. C. and Ormerod, S. J. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38: 921-931.
- Mann, H. B. and Whitney, D. R. 1947. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Annals of Mathematical Statistics* 18: 50-60.

Martínez, A., Serrano, D. and Zuberogoitia, I. 2003, Predictive models of habitat preferences for the Eurasian eagle owl *Bubo bubo*: a multiscale approach. *Ecography* 26: 21-28.

森本栄・飯田知彦. 1992. クマタカ *Spizaetus nipalensis* の生態と保護について. *Strix* 11 : 59-90.

森本栄・飯田知彦. 1994. 広島県西部におけるクマタカ *Spizaetus nipalensis* の営巣環境について. *Strix* 13 : 179-190.

日本鳥類保護連盟. 2004. 希少猛禽類調査報告書. 364 pp.

Pearce, J. and Ferrier, S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* 133(3) : 225-245.

R Development Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Shannon, C. E. and Wiener, W. 1949. The mathematical theory of communication. 117pp. University of Illinois Press, Chicago, Illinois.

鈴木透・金子正美・前川光司. 2001. ランドスケープレベルにおける潜在的なハビタットを予測するためのモデリング手法：北海道に生息するクマタカによるケーススタディ. 国際景観生態学会日本支部会報 6 (2) : 53-56.

Thompson, C. M. and McGarigal, K. 2002, The influence of research scale on bald eagle habitat selection along the lower Hudson River, New York (USA). *Landscape Ecology* 17: 569-586.

山崎亨. 1994. 森林性大型猛禽, クマタカの保護プログラムの確立と実践. 第1期・第2期プロ・ナトゥーラ・フアンド助成成果報告書, 173-180. 日本自然保護協会.

山崎亨・井上剛彦・藤田雅彦・上古代吉四・新谷保徳・加藤晃樹・一瀬弘道・中川望・杉本智明. 1995. 森林性大型猛禽, クマタカの保護プログラムの確立と実践. 第3期プロ・ナトゥーラ・フアンド助成成果報告書, 48-55. 日本自然保護協会.

横山隆三・白沢道生・菊池祐. 1999. 開度による地形特徴の表示. 写真測量とリモートセンシング 38 (4) : 26-34.

第4章

航空機搭載型レーザスキャナによる 広域的な人工林内部空間の疎密評価 手法

4.1 はじめに

第2章で述べたように、適切に管理された人工林は林内が明るく空間があり、下層植生も発達していることから、クマタカの生息環境として重要な役割を果たしうる。しかし、国内の人工林は林業の衰退等により、間伐や枝打ち等の管理が十分に行き届かなくなり荒廃が進行している。全国の自治体ではこのような事態に早急に対処するため整備事業等が進められているが、広大な森林を踏査して荒廃箇所を把握することは多大な労力を要する。

森林の性状把握については、ALS (Airborne laser scanner) と呼ばれる航空機搭載型レーザスキャナを用いた研究が従来より行われている。レーザスキャナは測定対象物に対してレーザを照射し、反射されたレーザが戻ってくるまでの時間から反射点の3次元座標を取得するものである。ALSより上空から森林に対してレーザを照射すると、その多くは樹冠部で反射するが、一部については林内を透過して地表面まで到達して戻ってくる。既往研究では、これらの反射点座標データを用いて森林の性状等の推定が行われている (例えば, Means and Acker. 2000; Næsset 2002; Holmgren 2004; Maltamo et al. 2004; Takahashi et al. 2007; Sasaki et al. 2008; Riaño et al. 2004; 伊藤ほか 2009 など)。しかし、これらのALSを用いた研究の多くは樹高、立木密度、材積等の推定を主目的としており、広域的な林内空間の疎密把握について着目された事例は少ない。

以上を踏まえ、荒廃する人工林の管理・整備に資するため、本章ではALSを用いてスギ人工林の林内空間の疎密状況を広域的に把握する手法について開発する。

4.2 研究の方法

本章では、まず ALS による林内鉛直構造の再現性を地上設置型レーザスキャナ (Terrestrial laser scanner 以下 TLS と呼ぶ) との比較により確認し、続いて ALS を用いて林内空間の疎密を広域的に評価する手法を開発する。林内鉛直構造の再現性確認については岐阜県高山市のスギ人工林を対象に実施し、林内空間の疎密の評価については山形県最上地方のスギ人工林を対象に実施する。

なお、ALS には、データの記録方式によって Discrete return 式と Full wave form 式の2種類が存在する。Discrete return 式は、照射した多数のレーザの反射点群の3次元座標を記録するものであり、現在多くの ALS で用いられている方式である。1つの照射レーザについて複数の反射点が記録されるものが多く、最初に反射した点が First Return、最後に返ってきた点が Last Return として記録され、機器によってはこの間の反射点も記録される。一方、Full wave form 式は、レーザの反射波を全て連続波形として記録し、対象物の存在・構造を把握するものである。近年では、記録波形から一定強度以上の部分を抽出し、Discrete return 式よりも多くの反射点座標を得ることが可能な Full wave form 式の ALS も開発されている。

最新の Full wave form 式 ALS を用いることで林内構造を詳細に把握することが可能と考えられるが、広く普及している Discrete return 式 ALS により計測・蓄積されたデータを森林管理に有効活用できるよう、本研究では Discrete return 式の ALS データを用いて林内空間の疎密把握を試みる。

4.2.1 ALS による林内の鉛直構造の再現性確認

TLS は ALS と比べて、遥かに高密度でレーザを照射することが可能なため、単木や小規模の林分については形状や構造を詳細に把握することが可能である。近年では TLS を用いて葉面積指数 (LAI) や植物体密度 (PAD) を推定する手法も近年開発されている (中井ら 2009 ; Takeda et al. 2005, 2008)。ただし、TLS による広範囲の計測は困難なため、広域にわたって林内構造を把握するには適さない。

本研究では、TLS の計測データから計測対象林分における植物体の鉛直分布構造を推定し、それを正として、ALS の計測データからの推定結果と比較することで、ALS による林内の鉛直構造の再現性を確認した。

(1) ALS 及び TLS による計測

ALS による林内の鉛直構造の再現性確認については、岐阜県高山市岩井町の林分を対象に行った。対象林分は東経 137 度 23 分 58 秒、北緯 36 度 8 分 48 秒に位置する約 30m 四方のスギ人工林である (図 4.1, 図 4.2)。当該林分は棚田状の地形に成立しており、林内は概ね平坦である。樹高はおおよそ 27~30 m 程度、胸高直径は平均 32.7 cm、立木密度は 367 本/ha である。

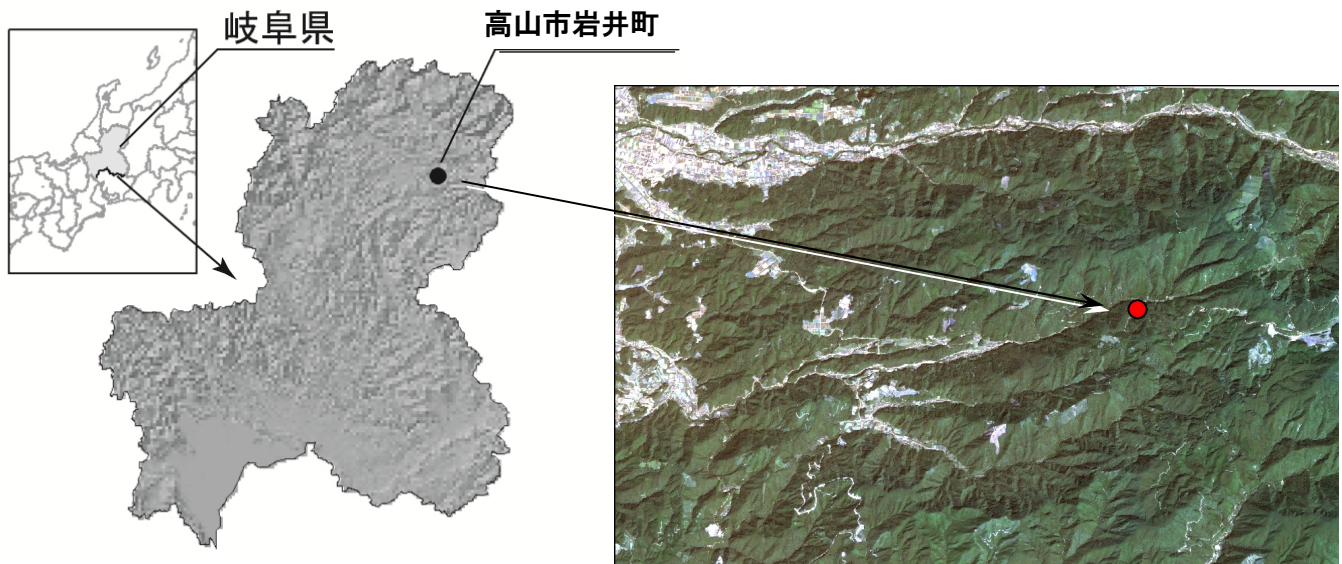


図 4.1 対象地域（岐阜県高山市岩井町）

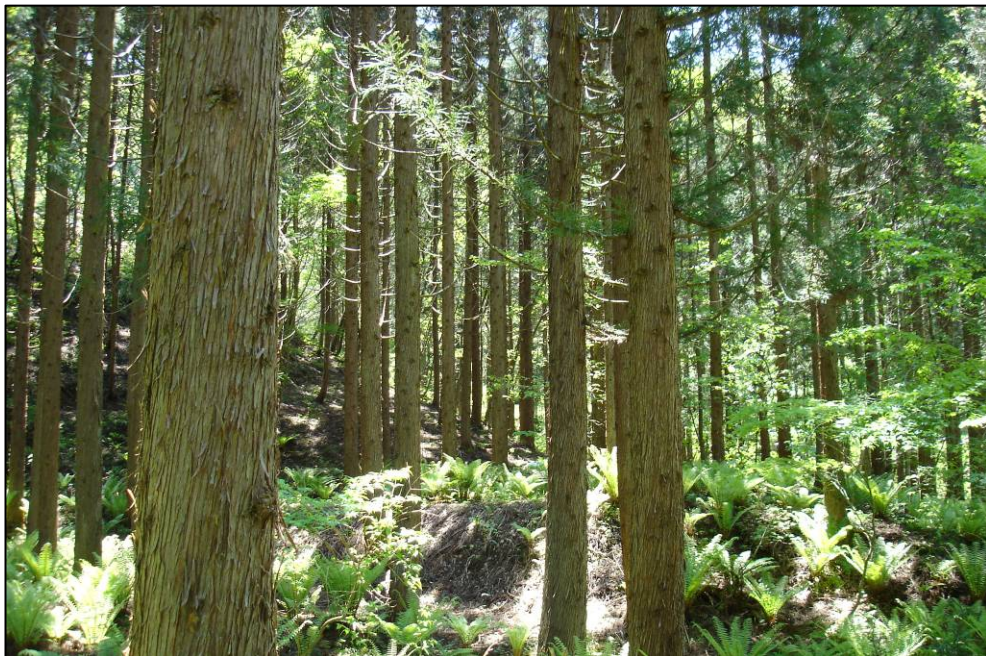


図 4.2 対象林分（スギ人工林）

当該地域一帯では 2005 年に岐阜大学により ALS 計測が実施されており，その計測データを借用して解析に用いた．使用した ALS 及びその諸元を表 4.1，図 4.3 に示す．計測データには First return と Last return の 2 種類の反射点情報が含まれているが，本研究では照射したレーザ数に対する反射点数の比から透過率を算定するため First return のみを使用した．レーザの照射密度は地表付近では 1 m 四方に約 1 点であるが，対象林分は複数のフライトコースに含まれており，各フライトのデータを統合した結果，反射点密度は 3.14 点/m²であった．

表 4.1 ALS による計測の諸元（高山市スギ人工林）

計測時期	2005 年 6 月
使用機器	ALTM-2050DC
対地高度	約 1,500 m
レーザ波長	1,064 nm
レーザ発射頻度	50,000 Hz
スキャン頻度	33.5 Hz
ビーム幅	0.19 mrad
パルスモード	first , last



図 4.3 ALTM-2050

TLS による計測については, 図 4.4 に示すように対象林分内の周縁部 4 箇所に TLS を設置して行った. 計測には RIEGL 社製の 3D レーザスキャナである LMS-Z360i (図 4.5) を用いた. 計測諸元を表 4.2 に, 計測結果の一部を可視化したもの (計測された各反射点の座標を 3 次元空間に投影した図) を図 4.6 に示す.

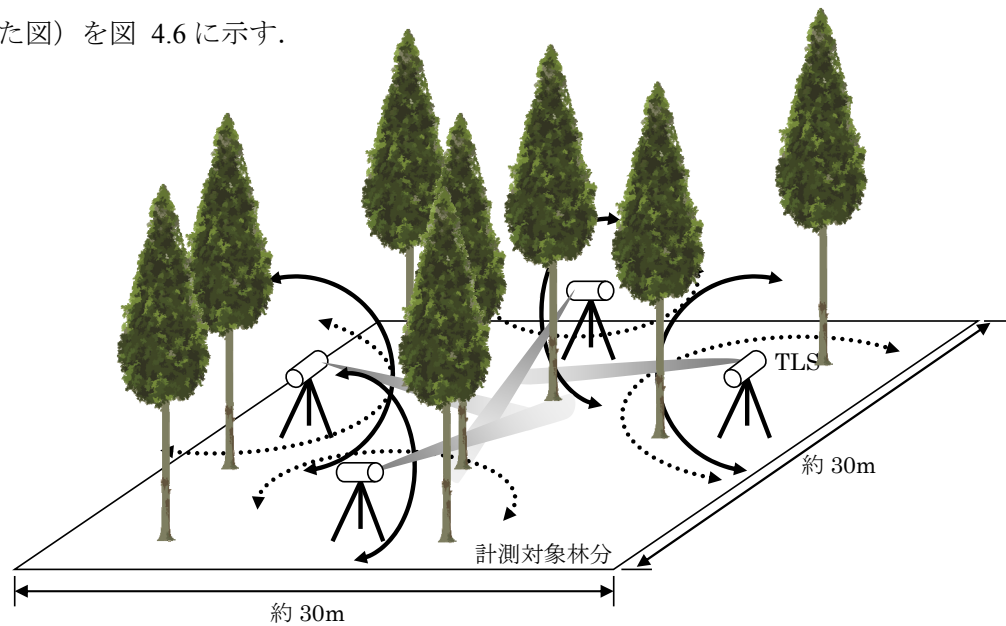


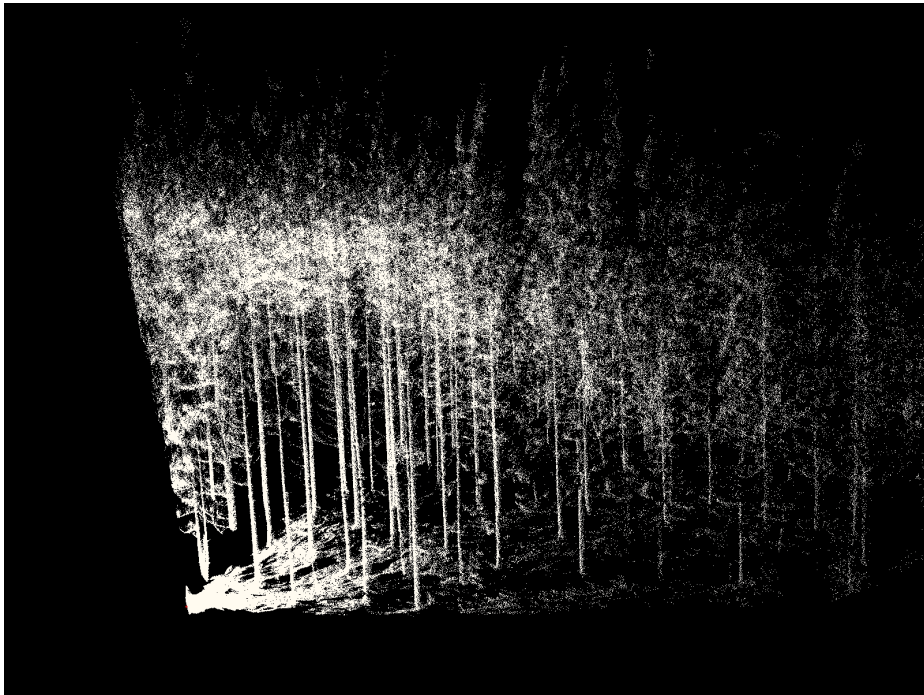
図 4.4 TLS による林分計測のイメージ

表 4.2 TLS による計測の諸元 (高山市スギ人工林)

計測年月日	2008 年 11 月 14~16 日
使用機器	LMS-Z360i (RIEGL 社製)
レーザ波長	0.9 μm
レーザ発射間隔	0.06°
スキャン幅	19°
ビーム幅	0.25 mrad



図 4.5 LMS-Z360i



[横方向から]



[正面斜め上方向から]

図 4.6 (1) TLS による計測結果の一部



[後ろ方向から]



[後ろ方向から (拡大)]

図 4.6 (2) TLS による計測結果の一部

(2) LiDAR 計測結果を用いた植物体の鉛直分布構造の推定

Monsi and Sacki. (1953) によると、植物群落内のある高さの光の強さ (I) は、それより上部の積算葉面積指数 (F_{sum}) と群落上の光の強さ (I_0) を用いて式 (4.1) のように表現されるとしている。

$$I = I_0 \cdot \exp(-K \cdot F_{sum}) \quad (4.1)$$

積算葉面積指数とは、群落の上面からある高さまでの間にある葉面積の合計を対象群落が生育する地表面積で除したものである。また、 K は葉面による吸光の度合いを表す吸光係数であり、種に固有な葉の配列、形、大きさ、角度などによって変動するとされている。本研究の対象群落であるスギの吸光係数については既往研究においておよそ 0.3~0.9 と報告されている (只木 1967 ; 玉泉ほか 1994 ; 高浦ほか 1994) 。

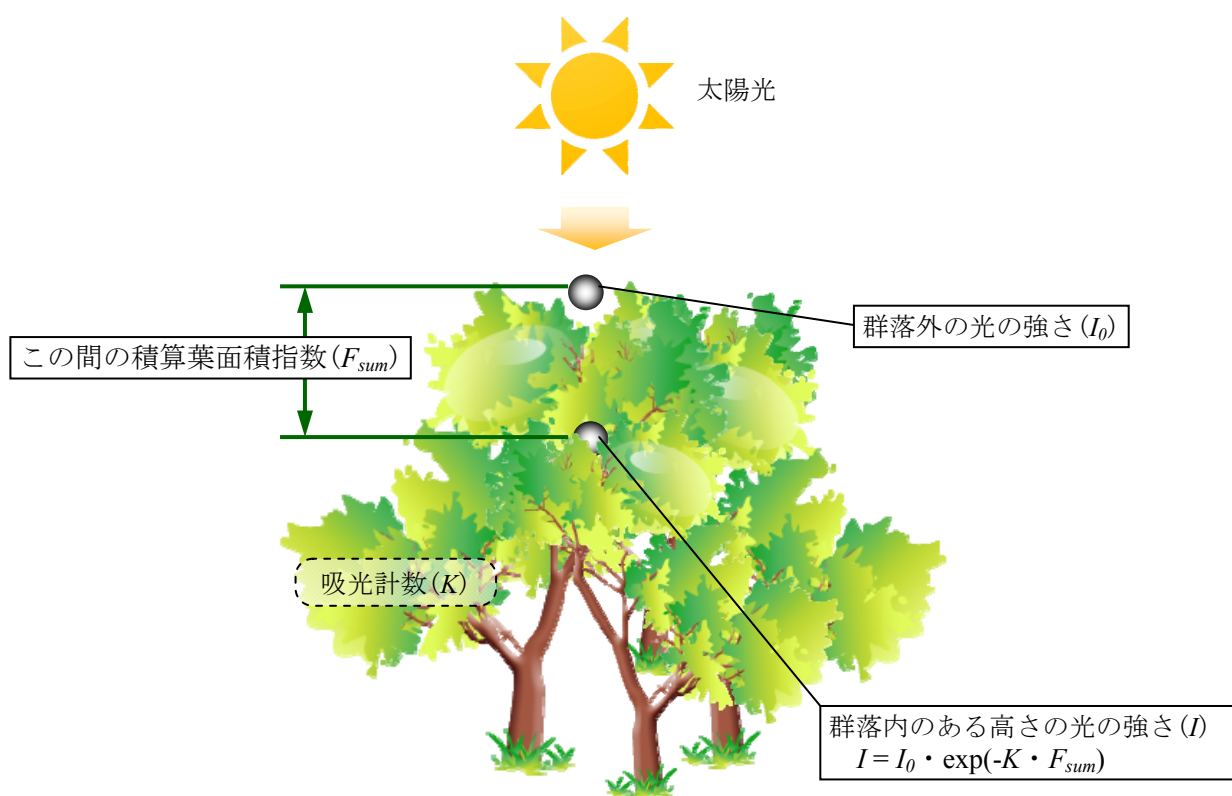


図 4.7 群落内の光の強さと積算葉面積指数の関係

群落外から入射する光の強さを ALS から群落へ向かって発射されたレーザの総数 (N_0) に置き換えると、群落内のある高さにおける光の強さはその高さまで到達したレーザの数 (N) とみなすことができる。したがって、両者の関係は式 (4.1) より次のように表せる。

$$N = N_0 \cdot \exp(-K_l \cdot P_{sum}) \quad (4.2)$$

ここで、 P_{sum} は葉面積の他に枝・幹も考慮した積算植物体面積指数である。 K_l は対象群落内でのレーザの透過の難易を表す係数である。

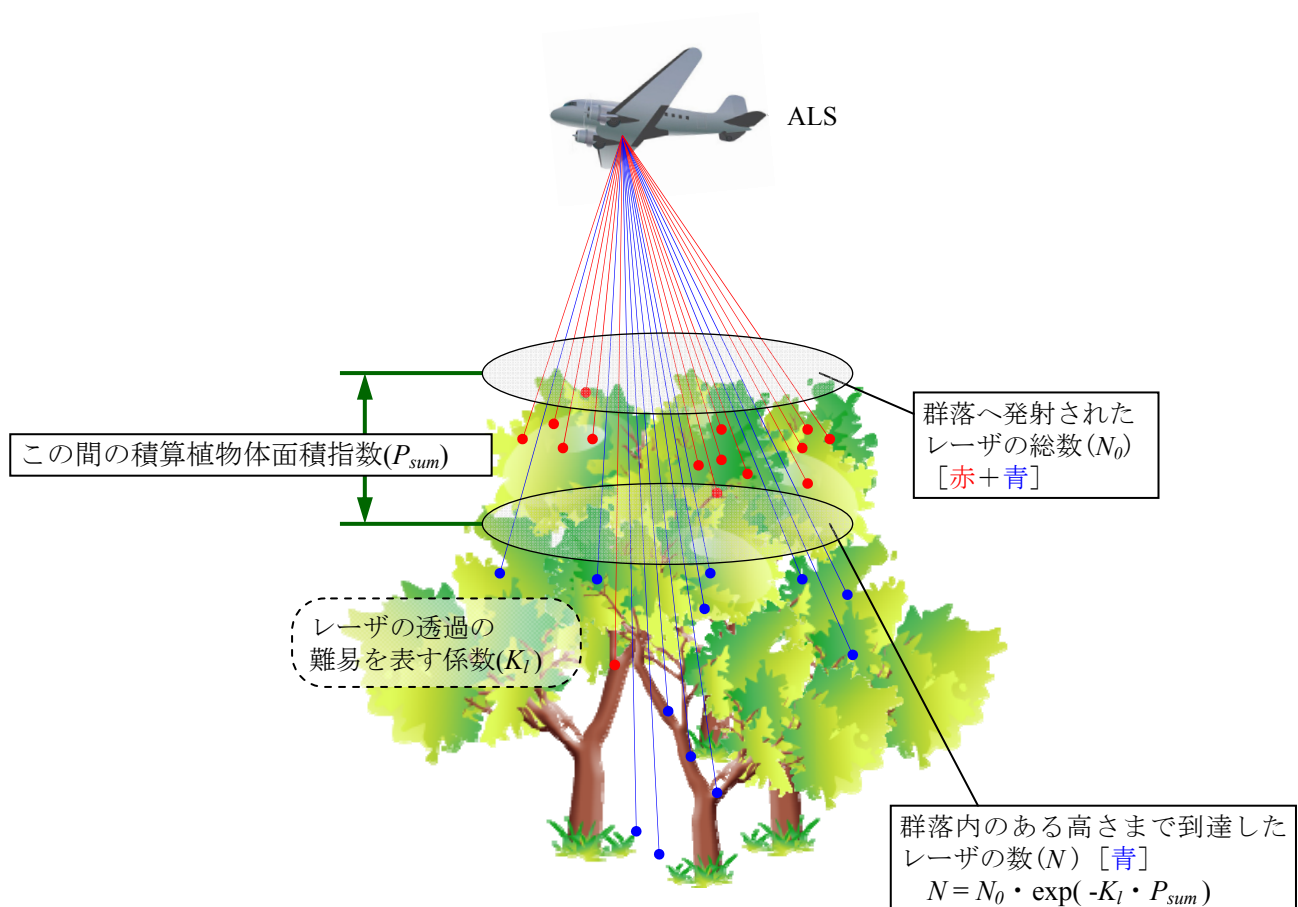


図 4.8 群落内に到達するレーザ数と積算植物体面積指数の関係

さらに、植物群落内を地表面に水平な層で分割した場合、ある層に入ってくるレーザの数 (N_{IN}) とその層から出ていくレーザの数 (N_{OUT}) については、式 (4.2) より以下のように表現できる。TLS については、レーザの向きが ALS と逆であるが考え方は同様である。なお、ALS のスキャン角が直下方向 ± 18 度であることから、TLS についても天頂方向 ± 18 度の範囲に照射されたレーザを対象とした。

$$N_{OUT} = N_{IN} \cdot \exp(-K_l \cdot P) \quad (4.3)$$

ここで、 P は当該層の植物体面積指数であり、 K_l は式 (4.2) と同じく、対象群落内でのレーザの透過の難易を表す係数である。

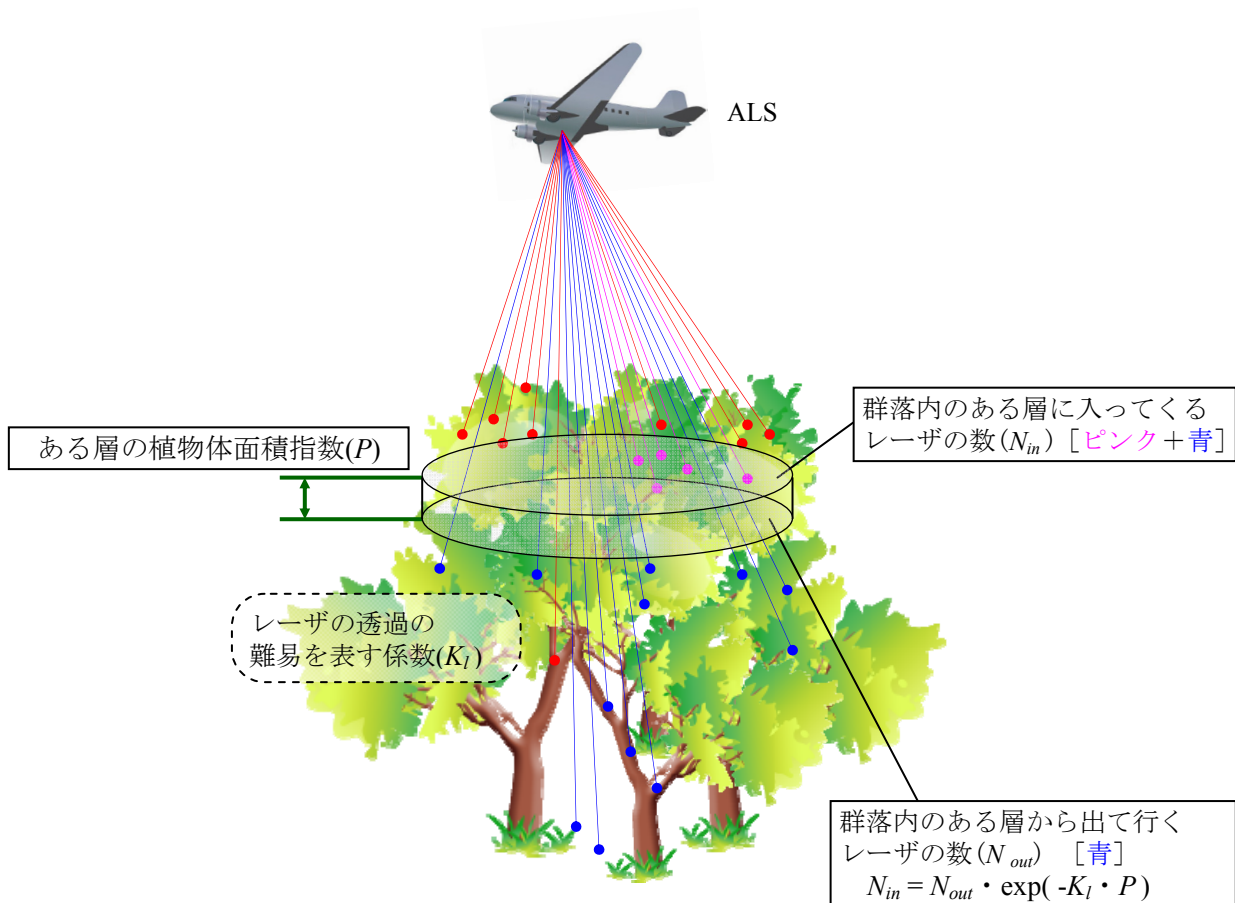


図 4.9 群落内のある水平層において進入・透過するレーザ数と当該層の植物体面積指数の関係

P の算出には N_{in} , N_{out} , K_l が必要であり, N_{in} , N_{out} については射出されたレーザ数と各レーザの地表からの反射点高さから求めることができる. しかし, K_l は対象となる群落の種類だけでなく使用する LiDAR 機器によっても異なり, その値を調べるには多大な労力を要する. 例えば, ALS によりスギ林を計測する際の K_l の値を調べるには, LiDAR 計測と併せて数十 m 四方のスギ林を対象に刈取り調査を実施する必要がある. したがって, P の値の算出は困難である.

ただし, K_lP は算出可能であり, 同じ LiDAR 機器を用いて同じ樹種を計測した一連の計測データにおいて K_l は共通である. そのため, 林分全体の K_lP に対する各層の K_lP の比率から植物体の鉛直方向の分布比率を求めることができる.

したがって, 本研究では ALS および TLS のそれぞれの計測結果から求めた植物体の鉛直分布比率を比較することで, ALS による林内の鉛直構造の再現性を確認した. なお, 対象林分の全体的な構造を表現・比較するため, 植物体の鉛直分布比率を求める際には, 各層の K_lP について移動平均 (当該層とその上・下層の K_lP の平均値) による平滑化を行った.

4.2.2 ALS を用いた広域的な林内空間の疎密評価

広域的な林内空間の疎密評価については、ALS 計測データから算出可能な林内空間の疎密状況を表す指標を作成し、その値を広域にわたって算出することで行った。また、林内空間の疎密評価結果及び指標の妥当性について検証するため、複数の検証用林分において指標値と実際の疎密状況を比較した。

(1) 林内空間の疎密状況を表す指標

林内空間の疎密の表現にあたり 3 つの指標を作成した。レーザ反射点高さの標準偏差 (σ_h)、樹冠下空間の平均レーザ遮断率 (R_c)、下層空間の積算レーザ到達率 (R_r) である。なお、指標値の算出については、対象エリアを 50 m×50 m のグリッドに分割し、各グリッドに含まれる計測データを用いて行った。

1) レーザ反射点高さの標準偏差 (σ_h)

σ_h は、レーザの反射点高さ（地表面からの高さ）の標準偏差である。

入射光が林内に満遍なく到達する明るい林分では、レーザも様々な高さで反射するため、 σ_h の値は大きくなる。逆に、樹冠下に光が到達しない暗い林分では、主に樹冠部でレーザが反射されるため、 σ_h の値は小さなものとなる。

なお、レーザの地表面からの反射点高さについては、ALS による計測データから作成した DEM を用いて算出した。

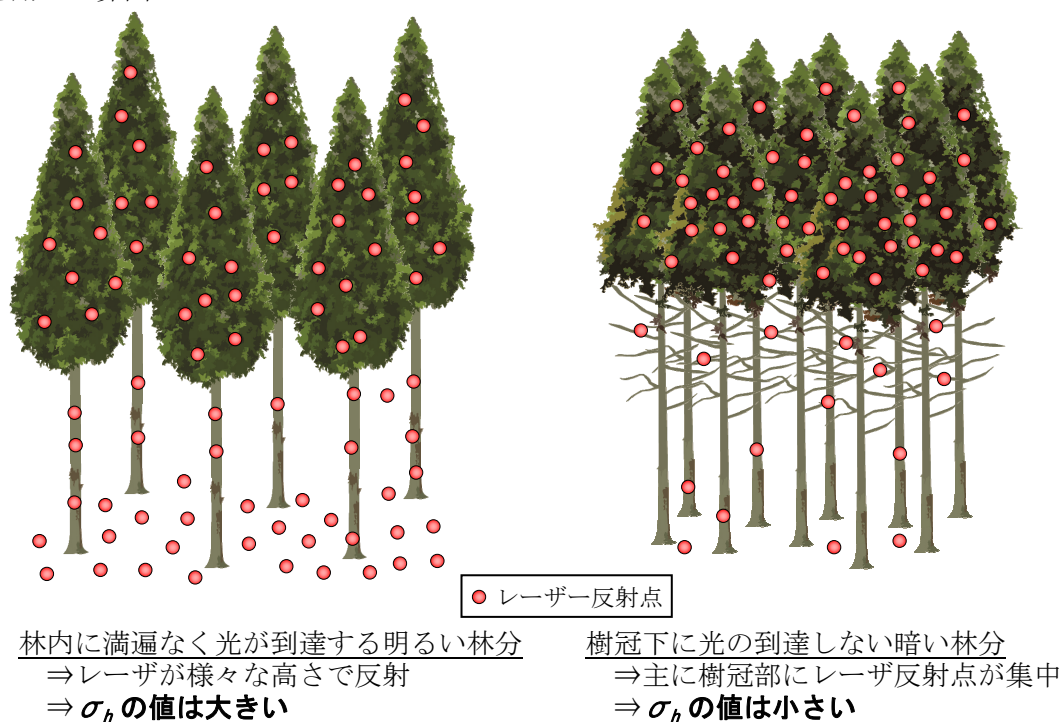


図 4.10 レーザ反射点高さの標準偏差 (σ_h)

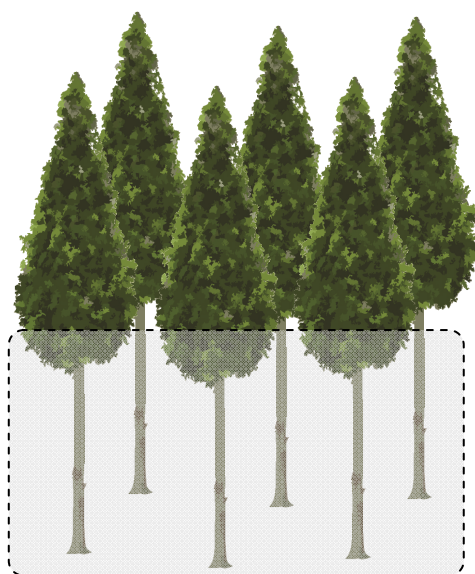
2) 樹冠下空間の平均レーザ遮断率 (R_c)

R_c は、林内空間を地表面と水平に 1 m 間隔の層状に分割し、樹冠下の層のレーザ遮断率を平均したものであり、式 (4.4) により得られる。

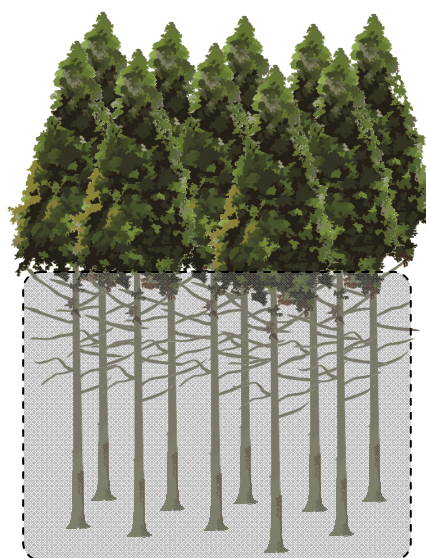
$$R_c = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(1 - \frac{N_{OUTi}}{N_{INi}} \right) \quad (4.4)$$

ここで、 n は樹冠下空間の階層数であり、遮断率が最大となる層が地表 10m の場合、 n の値は 9 となる。 N_{INi} と N_{OUTi} は地表から $i-1 \sim i$ m の層に入射したレーザ数とその層を透過したレーザ数である。

樹冠下に十分な空間がある林分では、レーザが透過しやすいため R_c の値は小さくなる。逆に、樹冠下の空間が過密な林分では、レーザが遮断されやすいため R_c の値は大きくなる。なお、樹冠下とは遮断率が最大となる層より下の層とした。



樹冠下に十分な空間がある林分
 ⇒ 樹冠下でレーザが透過しやすい
 ⇒ R_c の値は小さい



樹冠下の空間が過密な林分
 ⇒ 樹冠下でレーザが透過しにくい
 ⇒ R_c の値は大きい

図 4.11 樹冠下空間の平均レーザ遮断率 (R_c)

3) 下層空間の積算レーザ到達率 (R_r)

R_r は、林内空間を地表面と水平に 1 m 間隔の層状に分割し、地表面から高さ 3 m までの各層へのレーザ到達率を合計したものであり、式 (4.5) により得られる。

$$R_r = \sum_{i=1}^3 \left(\frac{N_{INi}}{N_{ALL}} \right) \quad (4.5)$$

ここで、 N_{INi} は $i-1 \sim i$ m の層に入射したレーザ数、 N_{ALL} は当該林分に入射した全レーザ数である。すなわち (N_{INi} / N_{ALL}) は $i-1 \sim i$ m 層へのレーザ到達率を表す。

林床に下層植生が発達する明るい林分では、レーザも下層まで到達しやすいため R_r の値は大きくなる。逆に林床の植生が貧弱な暗い林分では、レーザも下層に到達しにくいいため R_r の値は小さくなる。

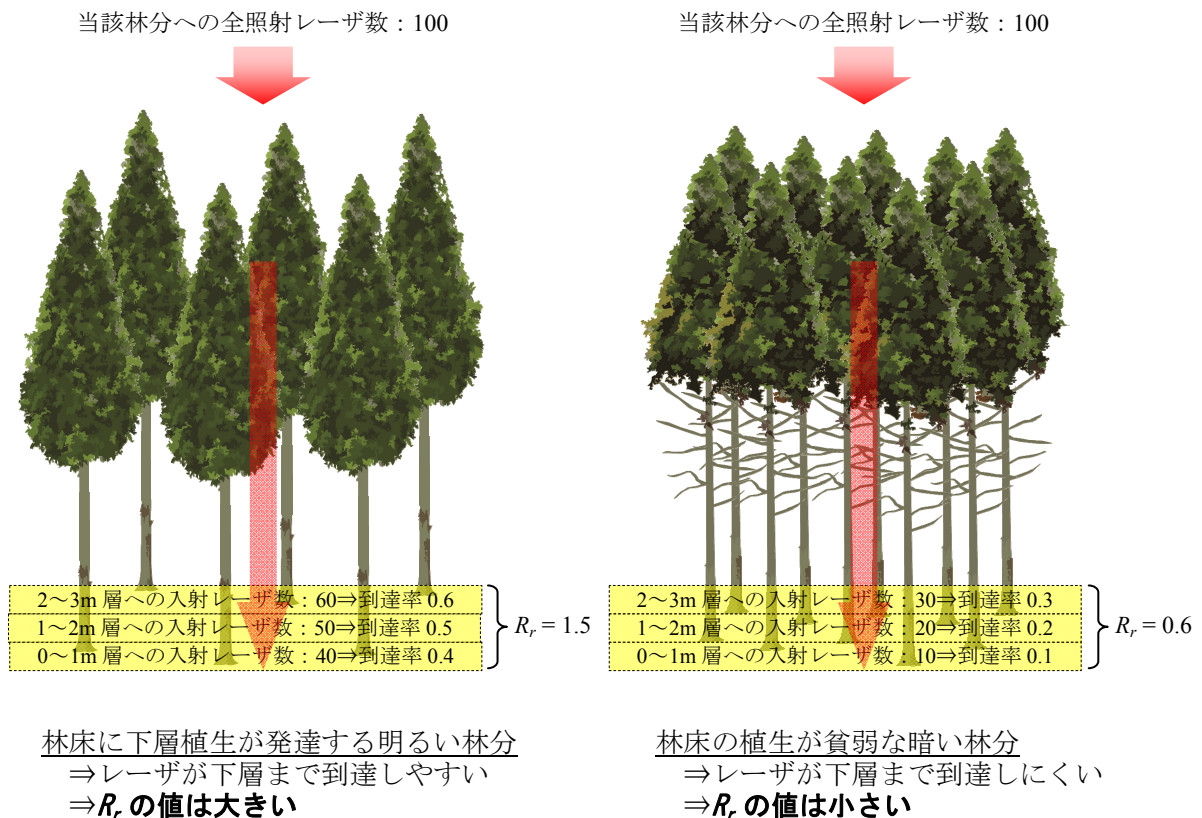


図 4.12 下層空間の積算レーザ到達率 (R_r)

(2) 対象地，使用データ

林内空間の広域的評価については，山形県最上地方におけるスギ人工林を対象に実施した（図4.13）．評価にあたって使用した ALS データについては国土交通省東北地方整備局河川部より提供いただいた（平成18年度 東北地方整備局管内河川航空レーザ測量業務成果）．このデータは平成18年度に東北地方整備局管内の河川流域を対象に計測されたものであり，流域内の森林部についてもデータが取得されている．諸元を表4.3に示す．

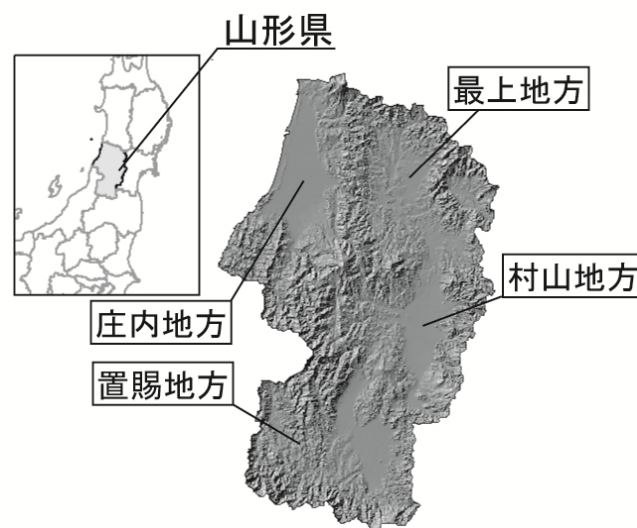


図 4.13 対象地域（山形県最上地方 スギ人工林）

表 4.3 ALS による計測の諸元（山形県）

計測時期	2007 年 4 月～5 月
使用機器	ALS50
対地高度	約 2,600 m
レーザ波長	1,064 nm
レーザ発射頻度	32,000～34,000 Hz
スキャン頻度	20.0 Hz
ビーム幅	0.33 mrad
パルスモード	first , second , third, last

(3) 評価結果及び指標の妥当性の検証について

林内の空間疎密の評価結果及び指標の妥当性について検証するため、対象エリア内に24箇所の検証用林分を設定し、各プロットにおける指標値と相対幹距比を比較した。相対幹距比とは林分の混み具合を表す指標であり、式(4.6)により求められる。

$$S_r = d_{ave} / h_{ave} \times 100 \quad (4.6)$$

ここで、 S_r は相対幹距比を、 d_{ave} は平均樹幹距離を、 h_{ave} は平均樹高を表す。相対幹距比が小さいほど林内が密であり、14以下で超過密、14～17で過密、17～22で適正な状態とされている(准フォレスター研修基本テキスト制作委員会 2013)。 d_{ave} は山形県農林水産部森林課より提供いただいた立木密度データ等より求めた。ただし、 h_{ave} については実測データのない検証用林分があるため、推定式を用いて算出した。スギの樹高については、高密度のALSデータを用いて、伊藤ほか(2009)、Takahashi et al. (2005)が単木単位で、松英ほか(2006)が林分単位で推定を行っている。しかし、本研究で使用するALSデータの地表面での点密度はこれらの研究で用いられたデータよりも低いため、同様の手法により樹高を推定することは困難である。そのため、本研究ではMeans and Acker (2000)によるアメリカトガサワラの平均樹高推定式を代用してスギの平均樹高を算出した。Means and Acker. (2000)は常緑針葉樹であるアメリカトガサワラの樹高をALSデータから高精度($R^2=0.98$)で推定しており、その推定式は以下の式(4.7)のとおりである。

$$Ht = 1.75 + 0.84Ht_{90tile} - 1.59Ht_{0tile} \quad (4.7)$$

ここで Ht は当該グリッド内の平均樹高、 Ht_{0tile} 及び Ht_{90tile} は当該グリッド内のレーザの反射点高さの0パーセンタイル及び90パーセンタイル値である。検証用林分のうち平均樹高の実測値があるプロットにおける実測値と推定値の関係は図4.14のとおりであり、RMSEは2.79 m、相対RMSEは16.2%であった。

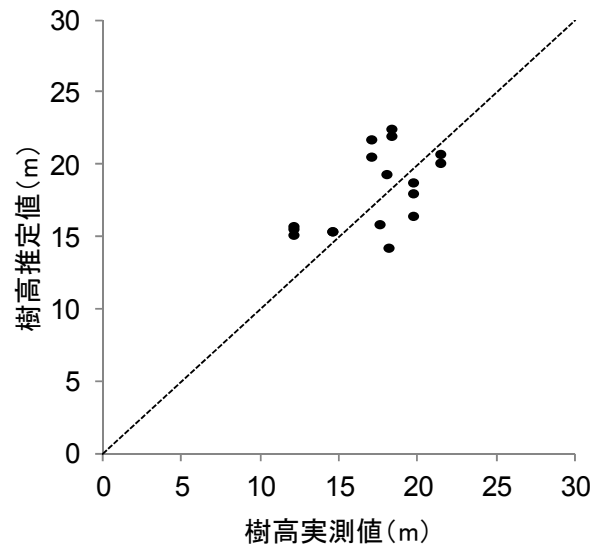


図 4.14 検証用林分におけるスギの平均樹高の実測値と推定値

4.3 結果

4.3.1 ALS および TLS による林内鉛直構造の推定結果

ALS 及び TLS による高山市の対象林分の計測データから、式 (4.3) を用いて植物体の鉛直分布比率を算出した結果が図 4.15 となる。

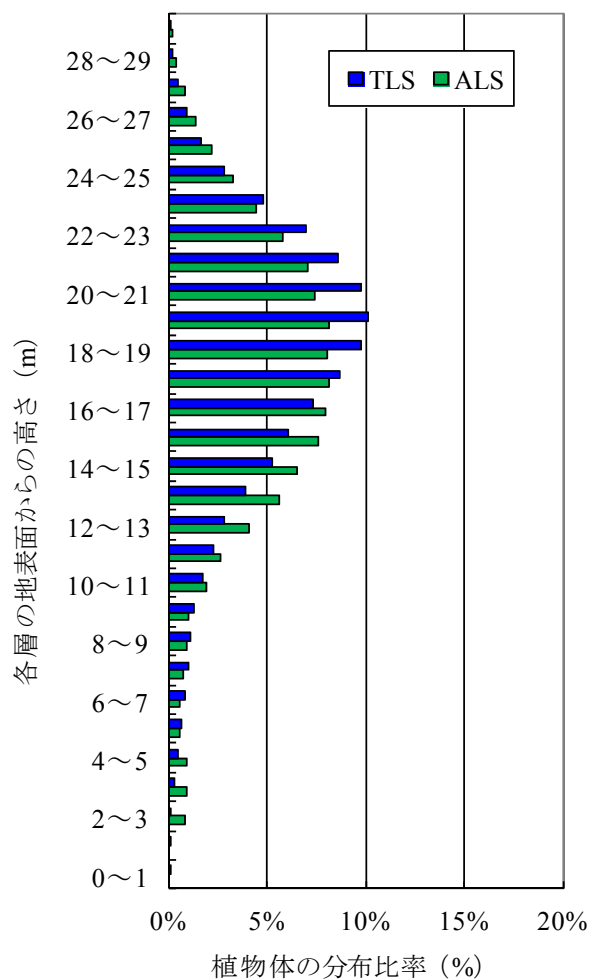


図 4.15 ALS 及び TLS によるスギ人工林の計測結果から算出した植物体の鉛直分布比率

TLS では、地表高さ 29~30 m の層から植物体の分布が始まり、19~20 m の層で最大となっている。それより下層では高さが下がるにつれて比率も低下している。ALS についても分布傾向は同様であり、29~30 m の層から分布が始まり、19~20 m の層でピークを迎えた後に低下がみられる。

なお、全体的な傾向として、ALS の方が鉛直方向になだらかな分布形状となっている。具体的には、植物体の分布比率がピークとなる層を中心とした部分（17~24 m の層）では、TLS の方が分布比率が高く、逆にそれらの層の上下では ALS の方が分布比率が低い傾向がみられる。

4.3.2 ALS を用いた林内構造の広域的評価結果

最上地方のスギ人工林を対象に、林内空間の疎密を表す指標 (σ_h , R_c , R_r) の値を算出した結果について、その一部を図 4.16 に示す。図中に示したとおり σ_h が高い地域、 R_c が低い地域、 R_r が高い地域は概ね共通しており、このような箇所は林内に空間があり明るい林分と考えられる。また、同様に、 σ_h が低い地域、 R_c が高い地域、 R_r が低い地域も共通しており、林内が過密であり薄暗い林分と考えられる。

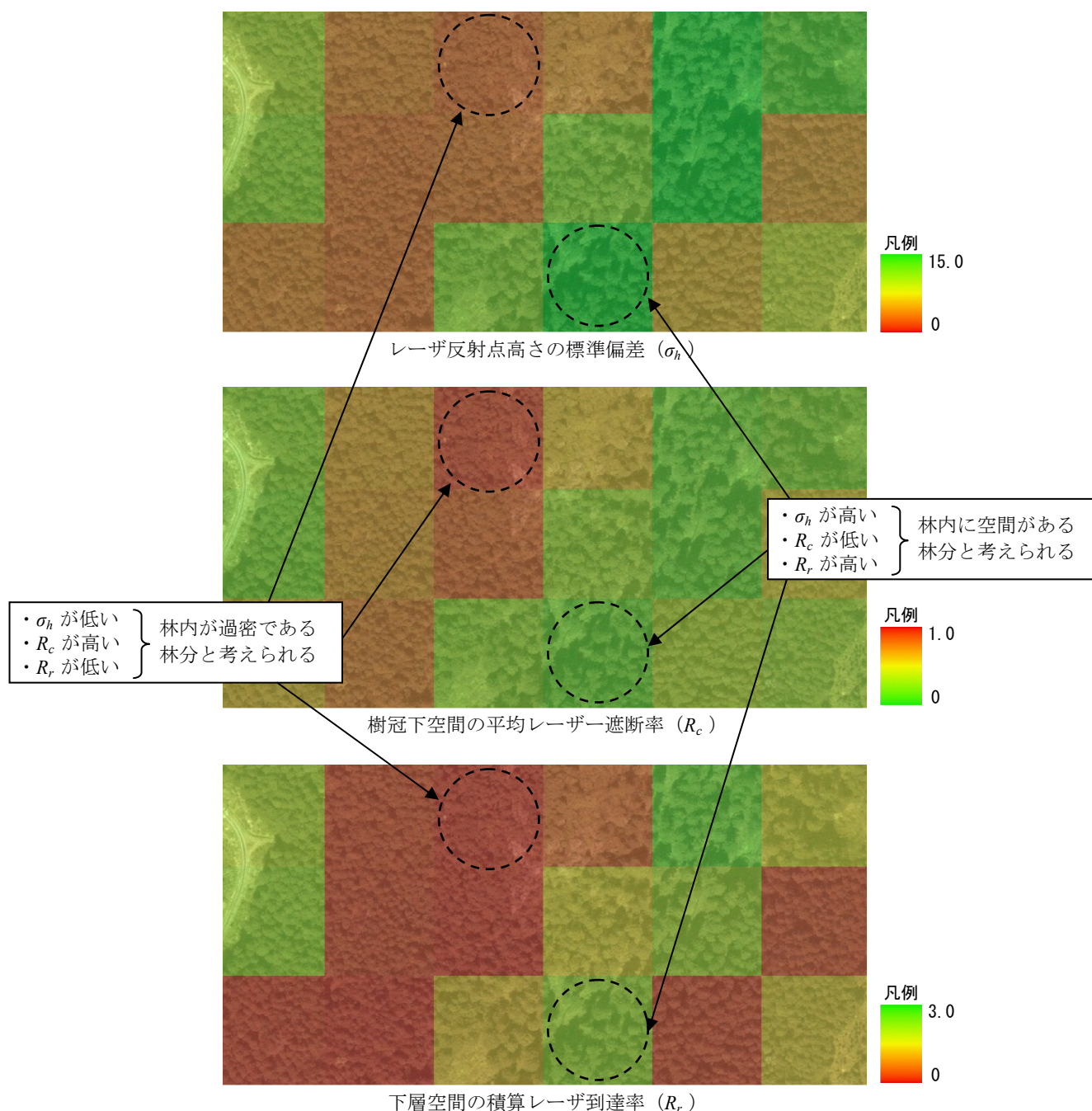


図 4.16 各指標値の平面分布状況 (算出結果の一部を抽出)

評価結果及び指標の妥当性を検証するため、検証用林分において、算出した指標値と林内疎密を表現する相対幹距比 S_r の関係を散布図（図 4.17～図 4.19）に示した。また、図 4.20(1)～(4)に、代表的な検証用林分における植物体の鉛直分布比率と各指標値および相対幹距比 S_r を示した（なお、植物体の鉛直分布比率については全体的な樹形を表現するため、算出過程で移動平均による平滑化を行った。）。

σ_h はレーザ反射点高さの標準偏差であり、密な林分では樹冠部分でレーザの大半が反射されるため、値が小さくなると考えられる。 S_r が 17 以下の過密林については σ_h は概ね 3.0～6.5, S_r が 17 以上の適正林については σ_h は概ね 11.5～14 となっており、値が大きく二つに分かれている。しかし、それぞれの値域では S_r の値と σ_h の値に明確な関係は見られない。

R_c は樹冠下空間の平均レーザ遮断率であり、密な林分ほど値が大きくなると考えられる。 S_r が 20 以上の疎な林分では、 R_c は 0.03 程度の小さな値となっている。林内が密となる（ S_r が低下する）につれて、 R_c の値は増加する傾向が見られるが、 S_r が 14～15 程度の過密林では R_c は 0.06～0.16 といった幅広い値となっている。

R_r は下層空間の積算レーザ到達率であり、密な林分ほど値が小さくなると考えられる。 S_r が 13～14 程度の非常に過密な林分については、 R_r は概ね 0.2 以下の小さな値となっている。林内が疎になる（ S_r が大きくなる）につれ、 R_r は大きな値となり、 S_r が 20 以上の疎な林分では 0.4 以上の値をとっている。

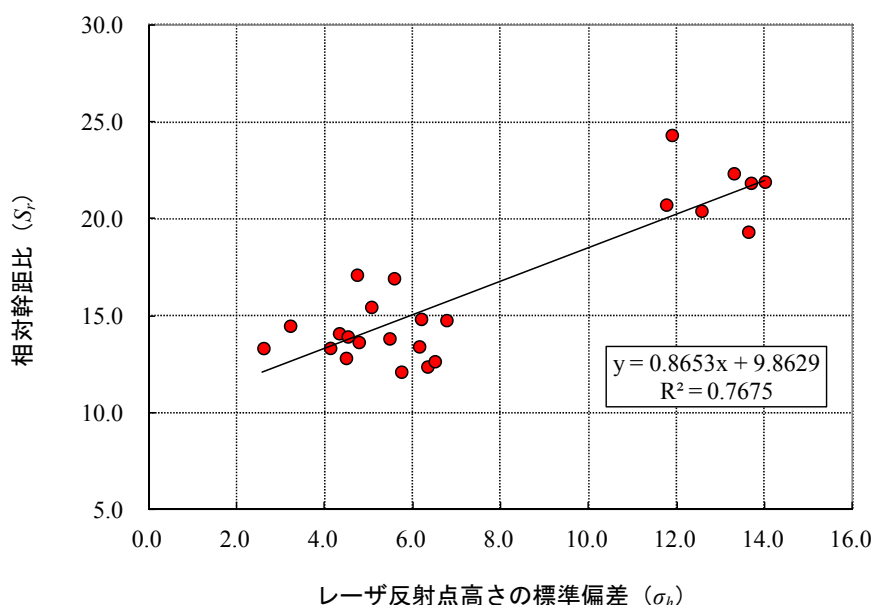


図 4.17 レーザ反射点高さの標準偏差 σ_h と相対幹距比 S_r の関係

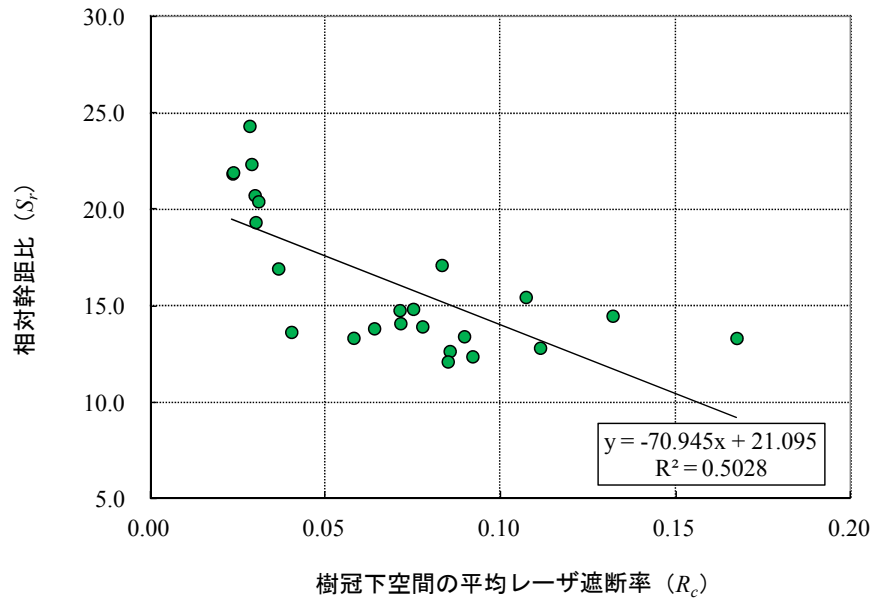


図 4.18 樹冠下空間の平均レーザ遮断率 R_c と相対幹距比 S_r の関係

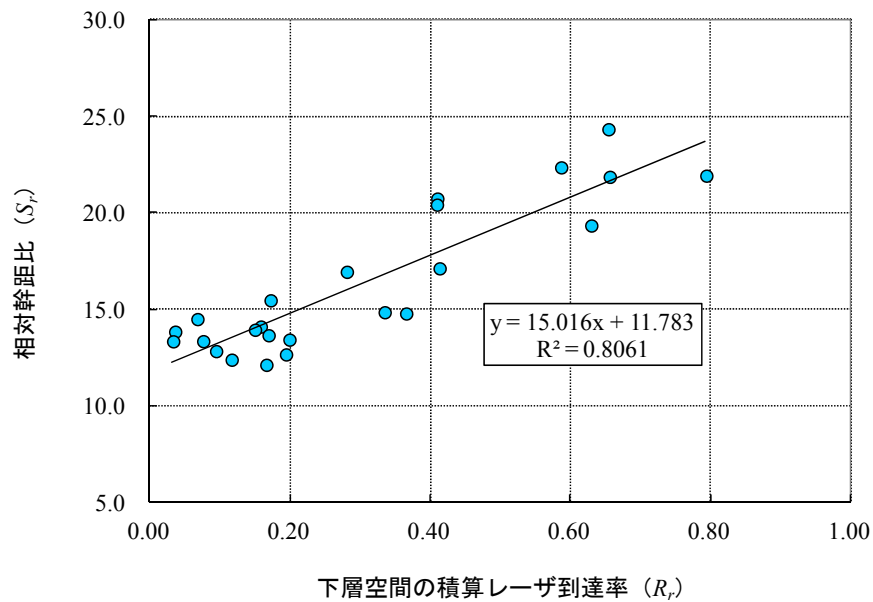


図 4.19 下層空間の積算レーザ到達率 R_r と相対幹距比 S_r の関係

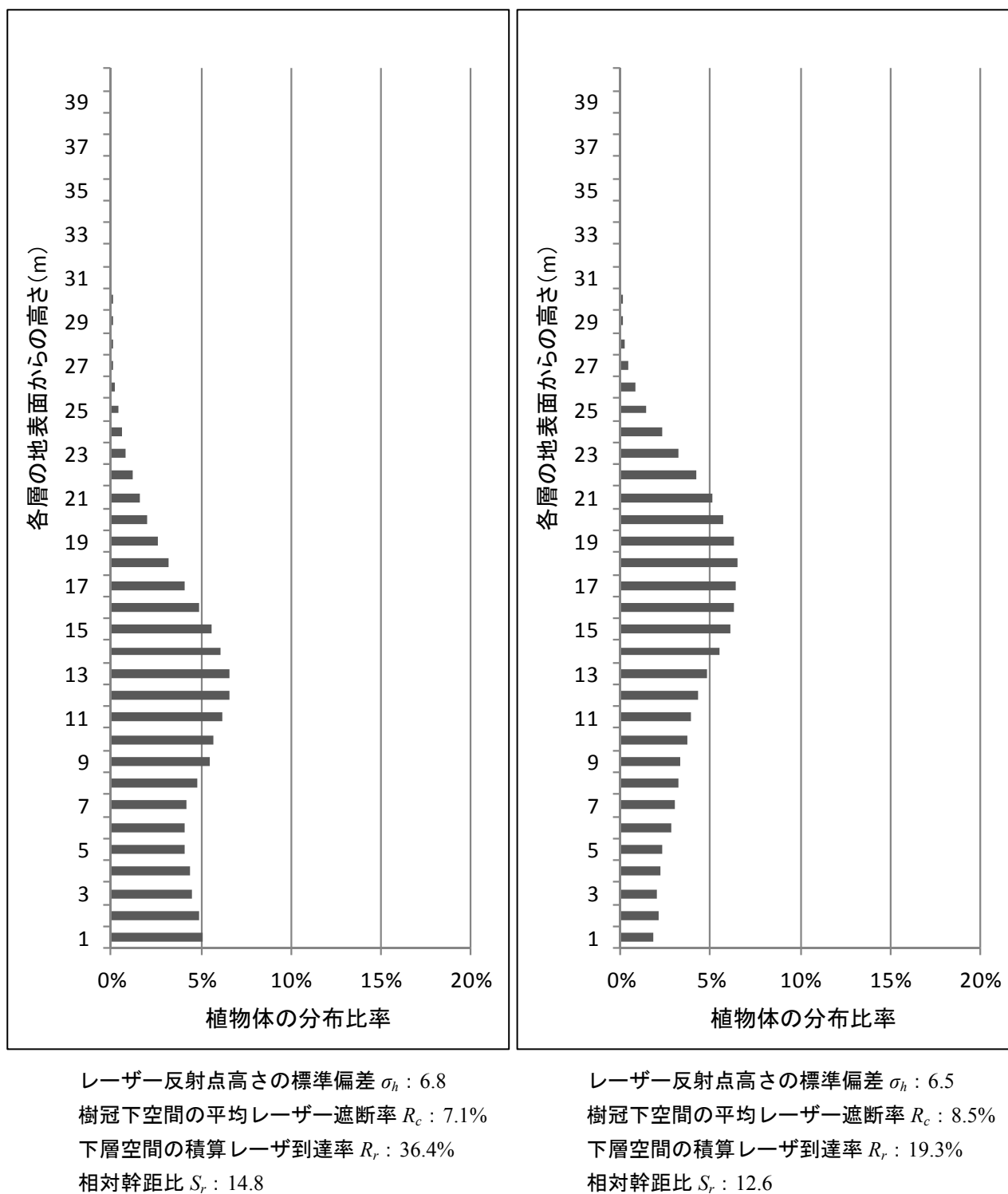


図 4.20 (1) 代表的な検証用林分における植物体の鉛直分布比率, 各指標値および相対幹距比

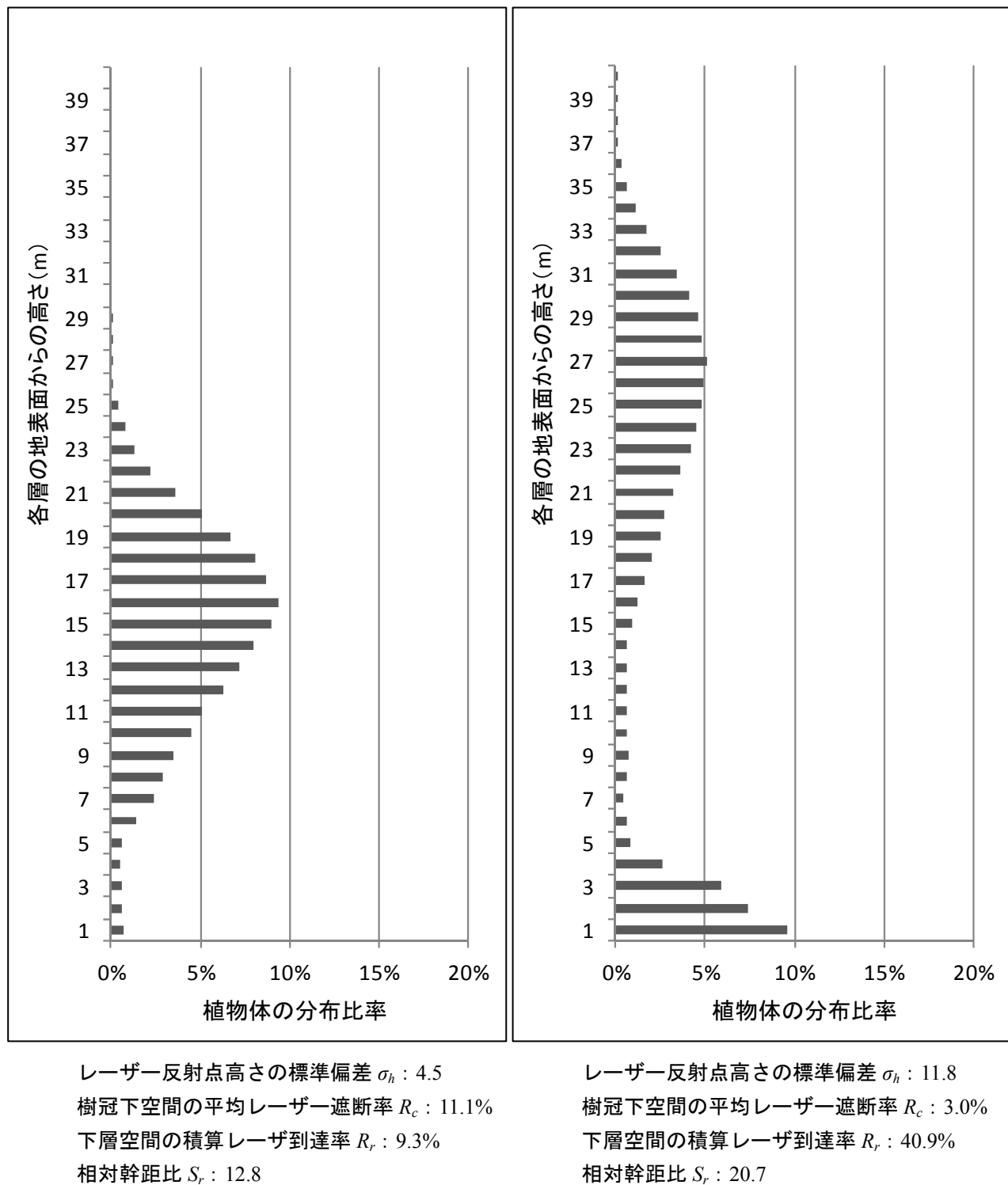
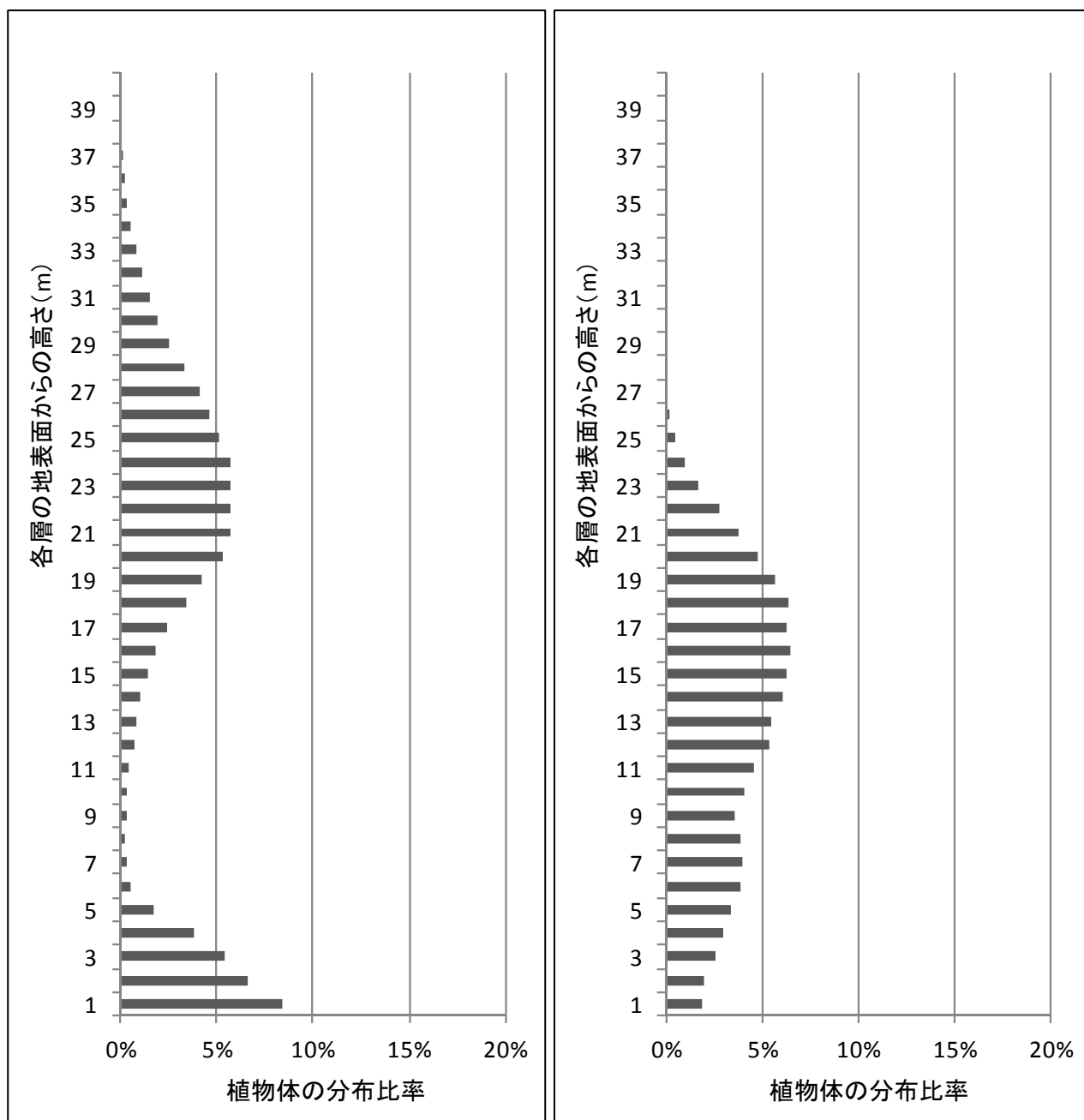


図 4.20 (2) 代表的な検証用林分における植物体の鉛直分布比率, 各指標値および相対幹距比



レーザー反射点高さの標準偏差 σ_h : 13.7

樹冠下空間の平均レーザー遮断率 R_c : 2.3%

下層空間の積算レーザー到達率 R_r : 65.5%

相対幹距比 S_r : 21.9

レーザー反射点高さの標準偏差 σ_h : 6.1

樹冠下空間の平均レーザー遮断率 R_c : 9.0%

下層空間の積算レーザー到達率 R_r : 40.9%

相対幹距比 S_r : 13.4

図 4.20 (3) 代表的な検証用林分における植物体の鉛直分布比率, 各指標値および相対幹距比

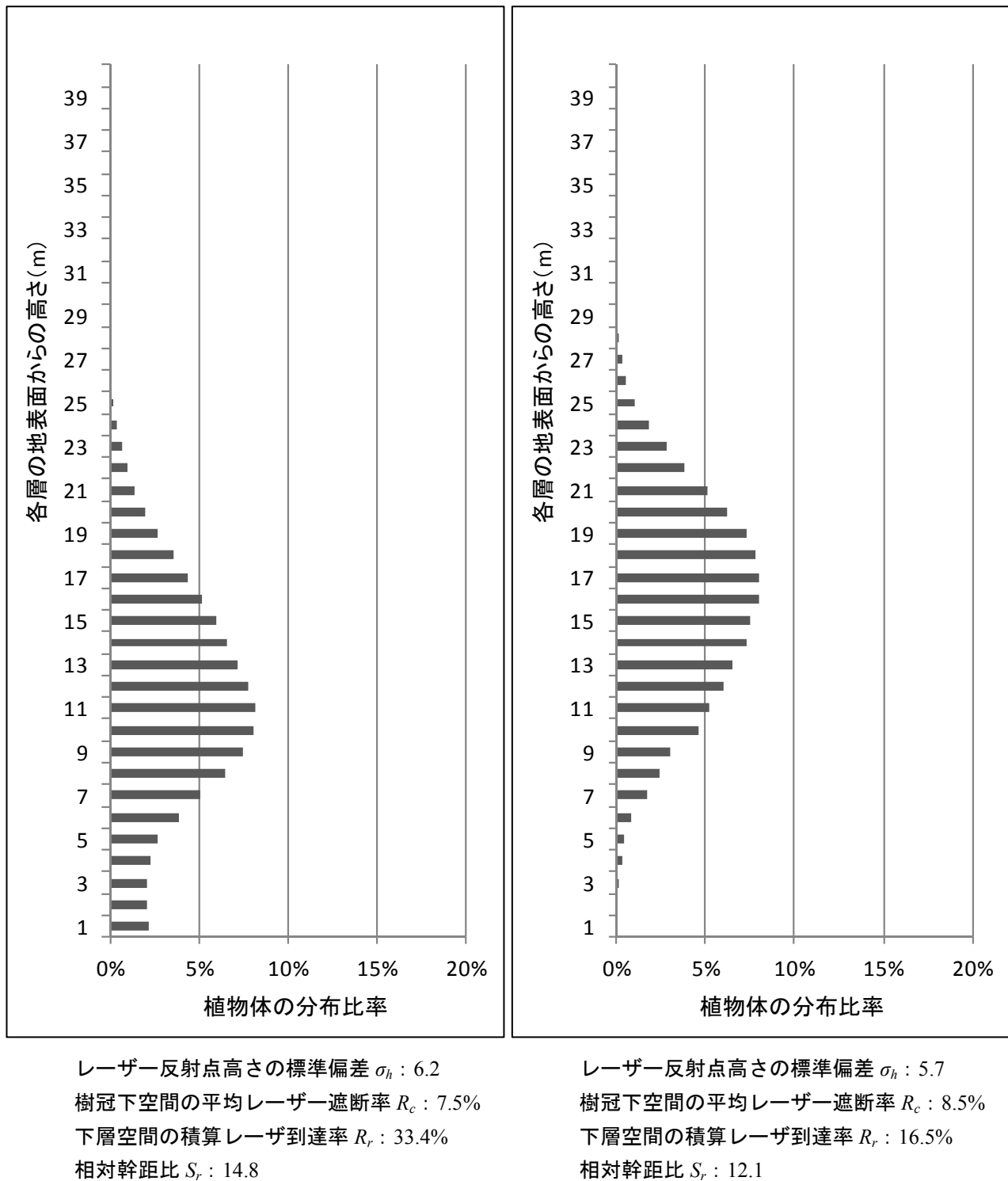


図 4.20 (4) 代表的な検証用林分における植物体の鉛直分布比率，各指標値および相対幹距比

4.4 考察

4.4.1 ALSによる林内の鉛直構造の再現性について

図 4.15 に示したとおり、TLS の測定結果から算出した植物体の鉛直分布比率については、地表高さ 29~30 m から徐々に増加し、19~20 m で最大となった後に徐々に低下している。対象林分が樹高や樹冠形状がほぼ均一なスギ人工林であることを勘案すると、算出した鉛直分布比率と同じく、樹冠上端部は地表高さ 29~30 m に位置し、19~20 m で樹冠幅が最大になっていると推察される。この構造は現地での確認状況と概ね一致しており、既往研究で示されているとおり、TLS により林内構造が正確に把握できていると言える。

ALS の測定結果から算出した植物体の鉛直分布比率の形状については、TLS と比べて全体的にややなだらかであり、地上高さ 18~23 m 付近では TLS よりも分布比率が低く、逆に 12~16 m 付近では高くなっている。このような鉛直分布比率の差異はフットプリントの違いによる可能性が考えられる。LiDAR 計測ではフットプリントが小さいほど対象物の形状を高精度に把握可能であり、本研究で用いた TLS のフットプリントは林内で最大約 0.75 cm、ALS は地表面付近で最大約 60 cm である。植物体が高密度に分布している部分やほとんど分布していない部分では TLS と ALS のレーザ透過率に顕著な違いは生じにくい、植物体がある程度の密度で分布している部分ではフットプリントが大きい ALS の方が植物体の隙間を通過しにくいと考えられる。すなわち、葉が十分に付いていない生枝や枯れ枝が混在する樹冠下部付近 (12~16 m あたりの層) では、TLS に比べて ALS では植物体の密度を若干過大評価する傾向になると推察される。さらに、12~16 m 付近の層が過大評価されることで、相対的に 18~23 m 付近の層の分布比率が低下していると考えられる。

このような相違点は見られるものの、分布の特徴 (樹冠の頂点高さ、樹冠幅が最大となる高さ等) は ALS と TLS に違いはないため、ALS により林内の鉛直構造は概ね再現できるものと考えられる。

4.4.2 ALSを用いた林内空間の評価指標について

本研究では林内空間を評価する 3 種の指標を作成し、検証用林分において相対幹距 S_r との関係性を把握を行った。

反射点高さの標準偏差である σ_h については、 $S_r = 17$ を境に値域が明確に分かれており、過密林と適性林を判別する指標としては有効と考えられる。しかし、それぞれの値域においては S_r と σ_h の間に相関性が見られず、林内空間の評価指標としては不適と考えられる。特に S_r が 17 以下の過密林では、 σ_h は S_r の値に関わらず概ね 4~6 m の範囲に集中している。林分内に上方からレーザ

を照射した場合、下層にいくにしたがって徐々に進入するレーザ数は減少することから、反射点の分布は上層に偏りがちとなる。ある程度密な林分ではこの傾向がより顕著になり、反射点の大半は樹冠部に集中するため、 σ_h は樹冠下の疎密状況ではなく、樹冠部分の鉛直方向の大きさに左右されるものと推察される。

樹冠下林内空間の平均遮断率である R_c については、 $R_c = 0.04$ を境に過密林と適性林が分かれたが、 S_r が 14~15 程度の過密林では R_c は 0.06~0.13 の幅広い値となり、明確な比例関係は見られなかった。これは、相対幹距が同じ林分でも、横枝の有無等によって樹冠より下層の疎密には違いがあることを表していると考えられる。 R_c は S_r に対する説明性は低いものの、相対幹距では考慮されない樹冠下の疎密状況を表現することが可能と考えられる。

林内下層空間へのレーザ到達率である R_r については、他の2つの指標と比べると S_r との相関性が高く、 σ_h のような値域の極端な偏りも見られない。林内下層空間へのレーザ到達率は樹冠部の疎密と樹冠より下層の疎密の両方により決定されるため、樹冠部の疎密状況の影響を強く受けやすい σ_h や樹冠より下層の疎密に着目した R_c よりも林内空間全体の疎密を反映しているものと考えられる。

以上より、3つの指標 (σ_h , R_c , R_r) の中では林内下層空間へのレーザ到達率である R_r が S_r に対する説明性が最も高いと言える。

4.5 まとめ

今後の森林管理および生物の生息環境の保全に資することを目的として、人工林を対象に林内空間の疎密状況を広域的に把握する手法について開発を試みた。

手法の開発に先立ち、ALS による林内構造の再現性を確認するため、ALS と TLS のそれぞれの計測データから岐阜県高山市のスギ人工林の林内構造を推定し両者を比較した。その結果、樹冠下部のような枝葉がある程度の密度で分布する部分については、ALS では植物体の密度を若干過大評価する傾向が見られたものの、全体的にはスギ林の鉛直構造を概ね再現できることが確認できた。

林内空間の疎密状況の広域的把握にあたり、ALS データから算出可能な3種類の疎密評価指標として、レーザ反射点高さの標準偏差、樹冠下空間の平均レーザ遮断率、下層空間の積算レーザ到達率を作成した。山形県最上地方のスギ林を50 m グリッドに分割し、ALS データから各指標値を算出するとともに、検証用林分において相対幹距比と各指標値の関係について検証を行った。その結果、下層空間の積算レーザ到達率が相対幹距比に対する説明性が最も高く、この指標を用いることで、人工林の内部空間の疎密を広域的に評価することが可能と考えられた。ただし、指標値が意味するものは、林分内の植物体の絶対量ではなく、相対的な疎密状況である。したがって、指標値に基づき判断・選択を行う場合（例えば整備が必要な過密林を選択する場合など）は、あらかじめ複数のサンプルプロットにおいて実際の疎密状況と指標値の関係を把握しておく必要がある。

なお、本研究では対象地域を50 m グリッドに区分し、各グリッドについて指標値を算出した。しかし、2 つ以上の異なる林班が混在するグリッドも存在しており、このようなグリッドに適正林と過密林の両方が含まれる場合、過密林の存在を精度よく把握することは困難である。グリッドサイズを小さくすれば、異なる林班が混在するグリッドを減らすことができる。しかし、グリッドが小さくなるほど当該グリッド内の ALS のレーザ反射点数が減少するため、算出した指標値が林内構造を正しく反映できていない可能性が高まる。この問題については、林班ごとに指標値を算出することで対処可能と考えられるが、グリッドごとの算出に比べて処理に要する時間が増加するため、評価対象範囲および必要となる精度等をふまえた上で両者を使い分けることが望ましい。

4.6 研究成果の活用等

4.6.1 疎密評価指標のスギ以外の針葉樹林への適用

本研究ではスギ人工林を対象としたが、疎密評価指標値の算出に樹種固有のパラメータは不要なため、他の針葉樹人工林へも適用可能と考えられる。ただし、疎密だけでなく樹種および使用 ALS によってもレーザの透過しやすさは異なることから、指標値の算出には同機種の ALS で(可能な限り同程度の高度で)計測されたデータを用い、指標値の比較は同じ樹種間で行う必要がある。さらに、カラマツのような落葉針葉樹は計測時期によってもレーザの透過しやすさが異なるため、指標値の比較時は ALS データの計測時期にも留意しなければならない。

4.6.2 疎密評価指標の広葉樹林への適用

原理的には広葉樹林にも疎密評価指標は適用可能である。しかし、針葉樹人工林のような単純林とは異なり、広葉樹林は複数の樹種が入り交ざって構成されていることが多い。このような林分に対して疎密評価指標値を算出した場合、その値が林内の疎密状況を正確に反映していない可能性がある。したがって、広葉樹林については、構成樹種とその混交状況をふまえて適用の可否を判断する必要がある。

4.6.3 Discrete return 式 ALS と Full wave form 式 ALS との計測結果比較

Discrete return 式 ALS は現在広く普及しており、各地で多くの計測データが蓄積されている。これらの蓄積データを森林管理・整備に活用できるよう、本研究では Discrete return 式 ALS による林内空間の疎密評価手法を開発した。ただし、Discrete return 式 ALS では1回のレーザ照射により得られる反射点座標は1~5個程度であるため、密度の高い林分では横枝の張り出し状況など詳細な林内構造把握には適していない。

一方、最新の Full wave form 式 ALS では波形解析により多数のレーザ反射点座標が取得できるため、階層構造が形成された森林でも構造を視覚的に把握することが可能である。ただし、反射点数の増加に応じてデータサイズも増加するため、広範囲の構造把握には時間を要する。

Full wave form 式 ALS は Discrete return 式 ALS と比べてまだ広く普及しておらず、計測箇所および計測データの蓄積も現時点では多くはないが、今後普及が進むものと予想される。それに伴い、森林構造の経年変化把握のため、同地域における計測時期の異なる両者のデータを比較する必要性が出てくる可能性もある。そのため、両形式の ALS で同時期に同じ森林を計測し、両者の計測結果の共通点・相違点等を把握しておくことが望ましい。

【参考文献】

- Holmgren, J. 2004. Prediction of tree height, basal area and stem volume in forest stands using airborne laser scanning. *Scand J For Res* 19 : 543-553.
- 伊藤拓弥・松英 恵吾・内藤健司. 2009. 航空機 LiDAR による樹冠の再現性. *日本森林学会誌* 91 : 326-334.
- 准フォレスター研修基本テキスト制作委員会. 2013. 准フォレスター研修基本テキスト. 林野庁.
- Maltamo, M., Eerikäinen, K. and Pitkänen, J. 2004. Estimation of timber volume and stem density based on scanning laser altimetry and expected tree size distribution functions. *Remote Sens Environ* 90 : 319-330.
- 松英恵吾・伊藤 拓弥・内藤 健司. 2006. 航空機 LiDAR による森林資源量推定 : 密度の異なるスギ・ヒノキの林分パラメータ推定. *写真測量とリモートセンシング* 45 : 4-13.
- Means, J. and Acker, S. 2000. Predicting forest stand characteristics with airborne scanning lidar. *Photogramm Eng Remote Sens* 66 : 1367-1371.
- 宮浦真澄・萩原秋男・穂積和夫. 1995. 門司・佐伯の群落光合成理論にもとづくスギ人工林の総生産量の推定. *名古屋大学農学部演習林報告* (14) : 49-88.
- Monsi, M. and Saeki, T. 1953. Über den Lichtfaktor in den Pflanzengesellschaften und seine Bedeutung für die Stoffproduktion. *Jpn J Bot* 14 : 22-52.
- 中井洋平・細井文樹・秋山幸秀・大政謙次. 2009. 航空機及び可搬型スキャニングライダーを用いたケヤキ群落の葉面積密度分布の推定. *Eco-Engineering* 21 : 9-14.
- Næsset, E. 2002. Predicting forest stand characteristics with airborne scanning laser using a practical two-stage procedure and field data. *Remote Sens Environ* 80 : 88-99.
- Riaño, D., Valladares, F., Condés, S. and Chuvieco, E. 2004. Estimation of leaf area index and covered
- Sasaki, T., Imanishi, J., Ioki, K., Morimoto, Y. and Kitada, K. 2008. Estimation of leaf area index and canopy openness in broad-leaved forest using an airborne laser scanner in comparison with high-resolution near-infrared digital photography. *Landsc Ecol Eng* 4 : 47-55.
- 只木良也. 1967. 森林の生産構造に関する研究 XI サシキスギと実生スギの 28 年生造林地の物質生産力. *林業試験場研究報告* 199 : 47-65.
- Takahashi, T., Awaya, Y., Hirata, Y. and Furuya, N. 2007. Assessment of Lidar-derived tree heights estimated from different flight altitude data in mountainous forests with poor. *IAPRS* 34 : 401-406.
- Takahashi, T., Yamamoto, K., Senda, Y. and Tsuzuku, M. 2005. Estimating individual tree heights of sugi (*Cryptomeria japonica* D. Don) plantations in mountainous areas using small-footprint airborne LiDAR. *J For Res* 10 : 135-142.
- Takeda, T., Oguma, H., Sano, T., Yone, Y. and Fujinuma, Y. 2008. Estimating the plant area density of a Japanese larch (*Larix kaempferi* Sarg.) plantation using a ground-based laser scanner. *Agric For Meteorol*

148 : 428-438.

Takeda, T., Oguma, H., Yone, Y. and Fujinuma, Y. 2005. Measurement of 3-D Structure of Japanese Larch (*Larix kaempferi* Sarg.) by Laser Scanner. *J Agric Meteorol* 61 : 39-47.

玉泉幸一郎・小林元・齋藤明. 1994. スギ林冠内における光環境と葉面積指数の季節変動. *日本林学会誌* 76 : 465-467.

第5章

結論および今後の課題

5.1 結論

本論文は、希少野生生物の生息環境の保全に対して工学的立場から資することを目的として、空間情報を活用した希少野生生物の生息環境の広域的評価手法を開発したものである。

第2章では本研究で対象とした希少野生生物であるクマタカの分布・生態的特性等について示した。また、併せてクマタカの生息環境の保全に関する課題およびそれに関連する既往研究事例等を挙げ、これらをふまえた本研究の位置づけを述べた。

第3章では、クマタカの生息適地を地形・植生環境に基づき解像度 50 m で推定するモデルを構築するとともに、山形県内における生息適地の分布図を作成した。

本研究ではクマタカの生息環境をよりの確に表現するため、従来の研究で主に用いられてきた地形指標に加え、クマタカの生息に重要な谷地形の分布状況を表す指標等のいくつかの新たな地形指標を導入した。モデルの構築にあたっては各種地形・植生指標を組み合わせて様々なロジスティック回帰モデルを作成し、それぞれの適合度や推定精度等を比較することで最適モデルを選択した。その結果、周辺半径 1 km の谷地形の分布状況を表す指標と周辺半径 3 km の樹林地の面積割合を表す指標を組み合わせたモデルが最適モデルとして選択された。

最適モデルの精度については、サンプルデータを用いた検証において各精度指標はいずれも高い値を示していた。また最適モデルにより作成した生息適地分布図とクマタカ確認情報分布図を比較した結果、平地・丘陵地の一部地域を除けば概ね高い精度で一致していた。

構築したモデルは山形県を対象としているが、地形・植生等の環境特性が類似した近隣県であれば適用可能と考えられる。ただし、環境特性が異なる地域については、当該地域のクマタカ生息状況を

ふまえモデルを修正する必要がある。本モデルはクマタカの生息環境の保全に資することを目的として構築したものであり、今後の環境アセスメント等において本モデルが活用され、生息適地分布図をもとにクマタカに配慮した事業計画・保全計画等が策定されることが望まれる。

第4章では、航空機搭載型レーザスキャナ（ALS）を用いて人工林の林内空間の疎密状況を広域的に把握する手法の開発を試みた。

手法の開発に先立ち、ALS による林内構造の再現性を確認するため、ALS と地上設置型レーザスキャナ（TLS）のそれぞれの計測データから岐阜県高山市のスギ人工林の林内構造を推定し両者を比較した。その結果、樹冠下部のような枝葉がある程度の密度で分布する部分については、ALS では植物体の密度を若干過大評価する傾向が見られたものの、全体的にはスギ林の鉛直構造を概ね再現できることが確認できた。

林内空間の疎密状況の広域的把握については、ALS データから算出可能な3種類の疎密評価指標を設け、山形県最上地方のスギ林を対象に各指標値を算出した。検証用林分において、相対幹距と各指標値の関係を検証したところ、林内下層空間へのレーザ到達率が相対幹距に対する説明性が最も高く、この指標を用いることで人工林の疎密を広域的に評価することが可能と考えられた。ただし、指標値が意味するものは、林分内の植物体の絶対量ではなく、相対的な疎密状況である。したがって、指標値を絶対的な評価・判断基準として用いる場合は、あらかじめ複数のサンプルプロットにおいて実際の疎密状況と指標値の関係を把握しておく必要がある。

指標値の算出は対象地域を50m グリッドに分割して行ったが、グリッド内に適正林と過密林が混在する場合、指標値から過密林の存在を判断することは難しい。グリッドではなく林班で分割することでこの問題に対処可能であるが、データ処理に時間を要するため、対象範囲および必要精度を勘案し分割方法を適宜使い分けることが望ましい。

本研究ではスギ人工林を対象としたが、作成した指標は他の針葉樹人工林へも適用可能と考えられる。ただし、レーザの透過度合いは林分の疎密だけでなく対象樹種・使用 ALS・計測時期等の様々な要素によっても異なる。したがって、指標値の算出・比較にあたっては、これらの要素が同じであるか確認が必要である。また、広葉樹林にも原理的には適用可能であるが、複数の樹種が入り交ざっている場合は指標の精度低下が懸念されるため、構成樹種とその混交状況をふまえ適用の可否を判断すべきである。

5.2 今後の課題

今後の課題について以下に列挙する.

5.2.1 クマタカの生息適地推定モデルに関する課題

- ・ 山形県と環境特性が類似した近隣県（岩手県，宮城県等）に対して本研究で構築した最適モデルを適用し，東北地方における最適モデルの有効性を検証する.
- ・ 山形県と環境特性が異なる地域（北海道，九州等）において，当該地域のクマタカ生息情報をもとにモデルの再構築と精度検証を行い，モデルの汎用性を確認する.

5.2.2 ALS データを用いた人工林内部空間の疎密評価指標に関する課題

- ・ 各地のスギ人工林に対して疎密評価指標を適用し，指標の有効性を検証する.
- ・ スギ以外の人工林（ヒノキ，カラマツ等）に対して疎密評価指標を適用し，指標の汎用性と改善点を確認する.
- ・ 同一林分において，Discrete return 式 ALS データから算出した疎密評価指標値と Full wave form 式 ALS データから算出した林内反射点密度について比較を行い，両者の関係性を把握する.

以上をもって，本論文の結びとする．本研究が今後の希少生物の保全に資することを祈念する．

謝辞

本博士論文は、筆者が京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻博士後期課程にて、環境情報学講座において行った研究をまとめたものです。

本論文をまとめるにあたり、終始ご指導とご鞭撻を賜りました京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻環境情報学講座 田村正行教授（現在、同研究科社会基盤工学専攻空間情報学講座 教授）に心より御礼申し上げます。

また、京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻環境情報学講座 須崎純一准教授（現在、同研究科社会基盤工学専攻空間情報学講座 准教授）ならびに牧雅康助教（現在、東北工業大学工学部環境エネルギー学科 講師）には、研究を進めるにあたり懇篤なご指導とご助言を賜り、心より御礼申し上げます。

クマタカの営巣適地推定モデルの構築にあたり、猛禽類調査会（現在、NPO 法人猛禽類保護ネットワーク）には本種の生息データをご提供いただきました。ならびに、クマタカ生態研究グループ 山崎亨様には、本種の生態・生息環境等についてご指導いただきました。ここに深謝の意を表します。

人工林内部空間の疎密評価手法の開発にあたり、岐阜大学 秋山侃名誉教授、岐阜大学流域圏科学研究センター流域情報研究部門 児島利治准教授ならびに岐阜大学流域圏科学研究センター斎藤琢助教には岐阜県高山市における航空機レーザスキャナ計測データ等をご提供いただくとともに、データ解析等についてご指導いただきました。ここに深謝の意を表するとともに、厚く御礼申し上げます。また、国土交通省東北地方整備局河川部には山形県最上地方における航空機レーザスキャナ計測データをご提供いただきました。ならびに、山形県農林水産部森林課には山形県内におけるスギ人工林の管理データをご提供いただきました。ここに深謝の意を表します。

研究室の皆様ならびに学生の方々には、調査をはじめ多大なご協力をいただき、厚く御礼申し上げます。

最後になりましたが、筆者を常に支援し激励してくれた家族と友人に心より感謝の意を表します。